



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO - UFPE
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS - CFCH
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO
E MEIO AMBIENTE - PRODEMA

WLADIMIR OLIVEIRA DE QUEIROZ

MÉTODOS ECO-HIDROLÓGICOS PARA BACIAS HIDROGRÁFICAS
SEMIÁRIDAS

RECIFE

2017

WLADIMIR OLIVEIRA DE QUEIROZ

MÉTODOS ECO-HIDROLÓGICOS PARA BACIAS HIDROGRÁFICAS SEMIÁRIDAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Josiclêda Domiciano Galvêncio

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Magna Soelma Beserra de Moura

RECIFE

2017

Catálogo na fonte
Bibliotecária: Maria Janeide Pereira da Silva, CRB4-1262

Q3m Queiroz, Wladimir Oliveira de.
 Métodos eco-hidrológicos para bacias hidrográficas semiáridas /
 Wladimir Oliveira de Queiroz. – 2017.
 78 f. : il. ; 30 cm.

 Orientadora : Prof.^a Dr.^a Josiclêda Domiciano Galvêncio.
 Coorientadora : Prof.^a Dr.^a Magna Soelma Beserra de Moura
 Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, CFCH.
 Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente,
 Recife, 2017.
 Inclui Referências.

 1. Meio ambiente. 2. Hidrologia. 3. Bacias hidrográficas. 4. Ecologia
 das bacias hidrográficas. 5. Ecohidrologia. 6. Hidroecologia. I. Galvêncio,
 Josiclêda Dominiano (Orientadora). II. Moura, Magna Soelma Beserra de
 (Coorientadora). III. Título.

363.7 CDD (22. ed.)

UFPE (BCFCH2017-261)

WLADIMIR OLIVEIRA DE QUEIROZ

**MÉTODOS ECO-HIDROLÓGICOS PARA BACIAS HIDROGRÁFICAS
SEMIÁRIDAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente

Aprovada em: 01 / 08 / 2017.

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a. Dr.^a. Josicleda Domiciano Galvíncio (Orientadora)
Departamento de Ciências Geográficas – UFPE

Prof. Dr. Cláudio Jorge Moura de Castilho
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

Prof. Dr. Ranyére Silva Nóbrega
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

Dr.^a. Zilurdes Fonseca Lopes
Agência Pernambucana de Águas e Cima – APAC

Aos meus avós, Armando Moreira de Oliveira e
Luzia Rodrigues de Oliveira “in memoriam”.

AGRADECIMENTOS

As contribuições recebidas constituem a coautoria necessária para a realização deste trabalho, sendo assim, meus agradecimentos são muitos, à pessoas, grupos e instituições que foram de fundamental importância para o desenvolvimento desta pesquisa.

Desejo inicialmente agradecer:

À inteligência suprema de muitos nomes na humanidade, que supostamente concebe a vida em toda a sua complexidade e plenitude e a própria dádiva da vida.

À minha orientadora, professora Dra. Josiclêda Domiciano Galvêncio, pela oportunidade de realizar esta pesquisa sob sua valiosa orientação, assim como, ao aprendizado adquirido que, doravante, caminhará comigo pela jornada da vida.

À minha coorientadora, professora Dra. Magna Soelma Beserra de Moura, pesquisadora da EMBRAPA, também pela oportunidade em poder contar com sua valiosa orientação.

Ao Professor Dr. Raghavan Srinivasan e à Professora Dra. Danielle Bressiani, pelas contribuições fundamentais para a realização deste trabalho, pela oportunidade de aprendizado em cursos SWAT oferecidos junto à UFPE e ao ITEP, duas instituições também de imprescindível importância para o desenvolvimento deste trabalho.

Serei também eternamente grato:

À professora Dra. Werônica Meira de Souza, por seus ensinamentos e apoio;

À professora Dra. Valéria Sandra de Oliveira, também por seus ensinamentos e apoio;

Ao Professor Dr. Antônio Marcos, por sua contribuição em relação a Bacia Hidrográfica do Rio Goiana.

Ao Dr. Josimar Gurgel, por sua contribuição com o primeiro curso SWAT, muito importante, este curso foi um preparo e pré-requisito para os outros cursos que viriam depois, por se tratar da fase inicial e muito importante da compilação e adaptação da base de dados brasileira para parâmetros americanos e de entrada do modelo.

Embora por motivos de força maior, não tenha eu participado integralmente deste primeiro curso, tendo que faltar um dia, ficando a informação do procedimento de formatação para entrada dos dados de solos no modelo SWAT, que requer uma arrumação muito específica e não informada na literatura, para resgatar depois com o outro colega, o Pedro Ferreira, pois apenas nós dois participamos deste curso, os outros colegas já tinham seus projetos e não havia, portanto, outra possibilidade, pois nesta altura ninguém mais trabalhava com SWAT. Depois de mais de um ano e meio recebi a informação de Rodrigo Miranda, após seu retorno dos EUA, mesmo assim, seis meses após sua chegada, faltando menos de dois meses para a qualificação e, ninguém mais conhecia a ferramenta SWAT e o procedimento de adaptação dos dados de solos para entrada não se encontra discriminado em lugar algum.

Os cursos posteriormente ministrados foram de extrema importância e trouxeram substanciais conhecimentos para a perspectiva de modelagem com a ferramenta SWAT, contudo, trabalhados na modelagem em exemplos com a ferramenta SWAT já alimentada com dados. Estes fatos nortearam também o direcionamento que o estudo tomou, no tocante a relação entre teoria e prática, intrínseca em muitos aspectos a processos posteriormente abordados no último parágrafo desta dissertação e adversa a subjetividade dos conceitos em si, de modelagem hidro-ecológica e eco-hidrologicamente dirigida.

Agradeço aos colegas e amigos do SERGEO, agradecendo inicialmente ao escroque colega, agora doutorando, Pedro Ferreira, junto com o irmão Henrique Ferreira, doutorando, pela púnica e detratora engenharia social. Ao cônjuge de Pedro, agora doutoranda, Viviane Gomes, por sua insidiosa simpatia. Enfim, a todo o núcleo familiar, agradeço pelo desafio e pelo aprendizado oportunizado na aleivosa convivência, pelo sofisticado nepotismo e os parabéns aos resultados alcançados em detrimento de outros colegas, agradecendo ainda aos concatenados partícipes, doutorando Ygor Cristiano também pela associação em trabalho publicado. À doutoranda Yenê Paz pela inicial ajuda com a aquisição de dados de solos, contudo, não utilizados, da CPRM e UFRPE. Ao colega Dr. Rodrigo Miranda por sua fundamental contribuição em orientações e cursos realizados sobre SWAT e utilização do

SUPeR. A Tiago Oliveira, também excelente amigo, colega de trabalho de Henrique Ferreira na Prefeitura do Recife, qual prefeito tenho sido ferrenho opositor.

Ao caudatário e agora mestrando, Jadson.

A amiga, agora doutoranda, Luciana Mayla, agradeço por sua simpatia e amizade.

Estendo ainda os agradecimentos à minha “arquiopositora política”, ao menos nos inevitáveis “debates” ocasionados pela conjuntura política em nosso país, pertinentes a todos nós no Brasil. Elisabeth, pela arrelia.

Agradeço também e me solidarizo aos colegas, mestra Sandra Mendes, ao pós-doc. Antônio Júnior, à doutoranda Catarina Pinheiro, a Diego e à Kelly Oliveira, que não conseguiu entrar no mestrado.

À minha família pelo apoio, pela paz e a segurança propiciada, condição necessária para o desenvolvimento do trabalho continuado.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, com seus valorosos conhecimentos e contribuições.

Aos colegas do Laboratório de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento SERGEO não citados aqui.

À EMBRAPA, à ANA, à AESA, CPRM, pela disponibilização de dados.

Ao professor Dr. Claudio Jorge de Moura Castilho, por sua valiosa contribuição através das aulas ministradas em disciplinas do mestrado e por seu apoio, orientação e acompanhamento na disciplina de estágio de docência.

À professora Dra. Edvânia Torres, por seus ensinamentos e pelo apoio.

À professora Vanice Selva, também pelos mesmos motivos supracitados.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pela concessão da bolsa de mestrado, Processo IBPG-0391-3.07/14 À CAPES, Ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq), aos amigos e a todos que direta ou indiretamente, ou de forma reversa, contribuíram para a realização deste trabalho.

.

“A persistência é o menor caminho do êxito”.

(Charles Chaplin)

RESUMO

De apelos eco-hidrológicos e hidro-ecológicos diversos, a modelagem eco-hidrológica tem se mostrado conceitualmente subjetiva, apesar da semelhança entre os métodos e de uso de dados, i.e., índices de vegetação e.g. LAI (MORÁN-TEJEDA *et al.*, 2015; GOVIND *et al.*, 2015; NASEEM *et al.*, 2015), outros NDVI (BAND *et al.*, 2012; CHOLER *et al.*, 2011), alguns explorando conjuntos de dados de amostras biológicas e físico-químicas temporais (NICA *et al.*, 2016), outros a relação entre a área impermeabilizada e a produtividade do ecossistema (SHIELDS e TAGUE, 2015), outros ainda, clima, temperatura e pluviosidade, associadas a dinâmica da vegetação (TANG *et al.*, 2016; SON, 2015) e a modelagem eco-hidrologicamente dirigida (MYLEVAGANAM, 2015). De forma a recuperar o conhecimento científico acumulado e atual sobre métodos de modelagem eco-hidrológica, aplicada para ambientes semiáridos, este estudo busca no resgate da literatura e do estado da arte, com especial interesse para o semiárido brasileiro, uma revisão e atualização de métodos eco-hidrológicos, ferramentas e modelos matemáticos usados na modelagem eco-hidrológica para representação de informação baseada no desenvolvimento de índices de variabilidade da necessidade de ecossistema fluvial em escala de sub-bacia e o status ecológico de bacia hidrográfica, mostrando como um modelo eco-hidrológico pode ser usado para obter uma visão sobre o ecossistema ribeirinho, através de um paradigma natural de fluxo-regime em regimes de fluxos biologicamente relevantes não comensuráveis e avaliação de diferentes ciclos biogeoquímicos e processos hidrológicos, incluindo fluxos hidrológicos verticais e laterais, variabilidade microclimática, transferência de radiação de dossel, ciclagem de nitrogênio e carbono microbiano de solo e vegetação e conclui, a partir da incidência de indefinições e indiferenciações, de demandas e aplicabilidade de modelagem eco-hidrológica para a modelagem de bacias hidrográficas semiáridas brasileiras, com avanços que procedem no âmbito da modelagem eco-hidrológica em direção a modelagem eco-hidrologicamente conduzida.

Palavras-chave: Eco-hidrologia. Hidro-ecologia. Semiárido.

ABSTRACT

Under several ecohydrological and hydroecological claims, ecohydrological modeling has been conceptually subjective, despite the similarity between methods and data use, i.e., vegetation indexes e.g. LAI (MORÁN-TEJEDA *et al.*, 2015; GOVIND *et al.*, 2015; NASEEM *et al.*, 2015), other NDVI (BAND *et al.*, 2012; CHOLER *et al.*, 2011), some exploring biological and physical-chemical time sample datasets (NICA *et al.*, 2016), other the relationship between a waterproofed area and ecosystem productivity (SHIELDS and TAGUE, 2015), other yet, climate, temperature and rainfall associated with vegetation dynamics (TANG *et al.*, 2016; SON, 2015) and the ecohydrological driven modeling (MYLEVAGANAM, 2015). In order to recover the current and accumulated scientific knowledge about ecohydrological modeling methods, applied to semi-arid environments, this study seeks in the state-of-the-art and in the literature retrieval, with a special concernment for Brazilian semiarid, a review and updating of ecohydrological modeling methods, tools and mathematical models used in eco-hydrological modeling for information portrait display based on the development of variability of the fluvial ecosystem needs at catchment scale and ecological status of watershed, showing how an eco-hydrological model can be used to gain an insight into the riparian ecosystem, by a natural flow-regime paradigm in biologically relevant non-commensurable flow regimes and evaluation of different biogeochemical cycles and hydrological processes, including vertical and lateral flows, microclimatic variability, canopy radiation transfer, soil and vegetation nitrogen and microbial carbon cycling and concludes from the incidence of undifferentiations and indifferences, in demands and applicability of ecohydrological modeling to the modeling of Brazilian semiarid watersheds, with advances that proceed in the ambit of ecohydrological modeling towards ecohydrologically driven modeling.

Keywords: Ecohydrology. Hydroecology. Semiarid.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Determinação de entropia máxima em escala de sub-bacia.....	33
Figura 2 - Medições entrópicas de grupos de Índices de Alteração Hidrológica (IAH) em escala de sub-bacia.....	35
Figura 3 - Passos para o computo de base de informação de Índice Hidroecológico.....	36
Figura 4 - Medidas de entropia de grupos de Índices de Alteração Hidrológica (IAH) em escala de sub- bacia.....	38
Figura 5 - Algoritmo do modelo RHESys.....	40
Figura 6 - (a) Localização geográfica da bacia hidrográfica de Cleve Creek e (b) a distribuição de cobertura do solo na bacia hidrográfica.....	45
Figura 7 - (a) e (c): as mudanças na precipitação em um ano afetam o crescimento da vegetação nos próximos 2 anos. (b) e (d): déficit médio anual de saturação do solo (SSD).....	48
Figura 8 - Calibração e avaliação do fluxo diário de vazão (SF) simulado em R-RHESys (linha tracejada em a e c) e fluxo base (BF) (linha tracejada em b e d) contra dados observados / derivados (linha contínua). NS é indicativo para o coeficiente de Nash–Sutcliff.....	50
Figura 9 - Localização espacial da Bacia Hidrográfica do Açude Epitácio Pessoa – PB.....	54
Figura 10 - Máscara de modelagem em SWAT da Bacia do Açude Epitácio Pessoa – PB.....	55
Figura 11 - Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba – PB.....	57
Figura 12 - Bacia Hidrográfica do Alto Rio Paraíba – PB.....	58
Figura 13 - Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá – PB.....	58
Figura 14 - Representação tridimensional da Bacia Hidrográfica do Açude Epitácio Pessoa.....	59
Figura 15 - Incidência de seca na Bacia Hidrográfica do Açude Epitácio Pessoa- PB.....	60
Figura 16 - Hierarquização da rede de drenagem na Bacia Hidrográfica do Açude Epitácio Pessoa.....	61
Figura 17 - Eixo leste do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional.....	62

Figura 18 - Mapa de uso e cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Açude Epitácio	
Pessoa.....	63
Figura 19 - Localização espacial da Bacia Hidrográfica do Rio Goiana-PE.....	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Sumário dos parâmetros hidrológicos usados nos Indicadores de Alteração Hidrológica.....	26
Tabela 2 -	Esquema de simulações e comparações realizadas.....	46

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	17
1.1	OBJETIVO GERAL.....	19
1.2	OBJETIVO ESPECIFICO.....	19
2	ECO-HIDROLOGIA E HIDRO-ECOLOGIA.....	20
2.1	INDEFINIÇÕES E INDIFERENCIAÇÕES.....	20
2.2	HIDRO-ECOLOGIA APLICADA.....	21
2.3	SÓCIO-ECOLOGIA.....	22
2.4	SÓCIO-HIDROLOGIA.....	23
3	METODOLOGIAS CIENTÍFICAS.....	24
4	MÉTODOS DE MODELAGEM ECO-HIDROLÓGICA.....	25
4.1	MÉTODO ECO-HIDROLOGICAMENTE DIRIGIDO DE AVALIAÇÃO E PRIORIZAÇÃO DE SUB-BACIA.....	25
4.1.1	Critérios de ajuste.....	30
4.1.2	Determinação dos Parâmetros dos Indicadores de Alteração Hidrológica (IAH).....	31
4.1.3	Determinação da Probabilidade de Distribuição dos Parâmetros do IAH.....	31
4.1.4	Computo de Valores de Entropia Máxima.....	34
4.1.5	Computo do Índice Hidro-ecológico.....	35
4.2	MODELAGEM HIDRO-ECOLÓGICA COM SISTEMA DE SIMULAÇÃO HIDROECOLÓGICO REGIONAL (RHESSys).....	39
4.2.1	Estrutura e implementação do modelo.....	39
4.2.2	Rasterização de RHESSys	42
4.3	MÉTODO DE REGULAÇÃO DA DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ASSOCIADA À PRECIPITAÇÃO NA RESPOSTA DA SUB-BACIA À MUDANÇA DE PRECIPITAÇÃO DESENVOLVIDO COM RHESSys RASTERIZADO	44
4.3.1	Modelagem, calibração e avaliação do modelo.....	46
4.3.2	Injunção de dados de vegetação e clima.....	49
4.3.3	Calibração do modelo.....	49
5	APLICABILIDADE DE MODELAGEM ECO-HIDROLÓGICA PARA O SEMIÁRIDO BRASILEIRO.....	51

5.1	DEFINIÇÕES E INDIFERENCIAÇÕES NA MODELAGEM ECO-HIDROLÓGICA.....	51
5.2	MODELAGEM ECO-HIDROLÓGICA PARA O SEMIÁRIDO BRASILEIRO.....	53
5.2.1	Bacia hidrográfica do Açude Epitácio Pessoa.....	53
5.2.2	Bacia Hidrográfica do Rio Goiana.....	64
6	CONCLUSÕES.....	66
	REFERÊNCIAS	67

1 INTRODUÇÃO

A modelagem de complexas interações dos processos de águas dos ecossistemas requer a predição de fluxos, fases hídricas e acoplamento do modelo dos processos dos ecossistemas (LIU *et al.*, 2014; JIANZHONG; FENQIN, 2012). Ferramentas de modelagem são também projetadas para explorar a sensibilidade de regiões para futuras mudanças de clima (MARENGO; BERNASCONI, 2015), mas são capazes de caracterizar interações entre hidrologia e vegetação e essas interações podem ser particularmente mais complexas em ecossistemas semiáridos, onde regimes de precipitação podem variar drasticamente (SANTOS *et al.*, 2016; MARENGO; BERNASCONI, 2015; ALMEIDA BRESSIANI *et al.*, 2015; GASSMAN, 2007; NEWMAN *et al.*, 2006; JAYAKRISHNAN, 2005; WILCOX; NEWMAN, 2005; TAGUE *et al.*, 2004).

A escassez dos recursos hídricos no semiárido brasileiro está associada a fatores naturais, tais como o clima, a salinidade, tipos de solos, acentuada por ações antrópicas nas bacias, incidentes na degradação da qualidade dos mananciais (VIEIRA, 2015; MELO, 2010; CHRISTOFOLETTI, 2006; SILVA, 2004), acentuando-se ainda mais por limitações de investimentos em educação ambiental e em sistemas de tratamento e distribuição e no aproveitamento de águas inferiores. (ANDRADE *et al.*, 2012; DULLEY, 2004).

Mudanças climáticas apontadas pelo IPCC têm acrescido o interesse nos estudos de ecossistemas secos, entre os quais, os ecossistemas semiáridos, uma vez que como eles se encontram, poderão ser referência a outros que passarão por estresse hídrico (PACHAURI *et al.*, 2014), contudo, o conhecimento da resiliência de ecossistemas às oscilações climáticas é intrínseco à compreensão da dinâmica hidrológica da região em que se insere (POTTER, 2004), visto que a água é um componente importante na condução de quase todos os processos ecológicos que ocorrem nas paisagens (CHEN *et al.*, 2015; TUCCI, 2012). Para se prever as condições futuras de um ecossistema, a modelagem de suas condições ambientais é de suma importância e muitas vezes a única forma de se fazer prognósticos futuros.

Diversos processos de desertificação, salinização, secas, entre muitos outros observados nas últimas décadas, têm recebido mais atenção por parte da sociedade científica e civil (VIEIRA, 2015; PAIVA 2012; LIMA *et al.*, 2011; ANGELOTTI *et al.*, 2009; NEWMAN *et al.*, 2006; BRASIL, 2005), junto com as mudanças de uso e de cobertura do solo e sua

influência na dinâmica hidrológica regional e em suas diversidades espaciais e temporais, gerando dificuldades nas decisões de políticas públicas adequadas ao gerenciamento e o planejamento para o uso e a preservação dos recursos naturais existentes (SANTOS *et al.*, 2016; SANTOS *et al.*, 2014). Limiares ecológicos quando atingidos, em função de mudanças climáticas e alterações de padrões de pluviosidade e de escoamento, podem desencadear processos e mudanças com elevado grau de imprevisibilidade quando observadas pelo comportamento não linear dos ecossistemas (ANDEREGG *et al.*, 2015; GALVÍNIO; QUEIROZ, 2015; BURKETT *et al.*, 2005). Neste cenário, a modelagem eco-hidrológica se configura um desafio para os modeladores.

Mas afinal de contas, o que é modelagem eco-hidrológica? Por quê? Que métodos de modelagem eco-hidrológica para os ecossistemas semiáridos existem e que benefícios essa modelagem eco-hidrológica pode trazer para esses ecossistemas? Que aplicabilidade tem para o semiárido brasileiro? Não conseguiremos oferecer aqui todas as respostas para essas demandas, e nem elencar todos os modelos e possibilidades existentes, mas, é a partir das perguntas que esta dissertação se contextualiza, e busca no resgate da literatura e do estado da arte, a modelagem eco-hidrológica de ecossistemas semiáridos, com especial interesse para o semiárido brasileiro.

Neste contexto, observando-se que a conquista dos objetivos de desenvolvimento depende dos serviços proporcionados pelo sistema natural (CHEN *et al.*, 2015; WU, 2013; SUZUKI, 2007), questões relacionadas a redução da disponibilidade hídrica expõem grande importância do uso do solo e mudanças de uso do solo para a gestão adequada dos ecossistemas heterogêneos (VIEIRA 2015; LAPOLA *et al.*, 2014; RIBEIRO *et al.*, 2014; PRIMAVESI, 1997). A forma de gerenciamento dos recursos hídricos deve ser sistêmica, descentralizada, integrada e participativa, de forma a garantir os usos múltiplos e a conservação das reservas, adotando a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão de uso e conservação (ANDRADE *et al.*, 2012), e não somente como capital ecológico (LEFF, 2003; SCHMIDT, 1977), sintonizando os promotores do desenvolvimento econômico com a proteção do ambiente. A agricultura, o desmatamento, as emissões de gases de efeito estufa e as mudanças climáticas regionais estão intimamente interligadas, e essa relação, observa Lapola (LAPOLA *et al.*, 2014), vem mudando notadamente desde meados dos anos 2000.

Admitindo a existência de uma complexidade de fatores e processos incidentes no ambiente (LEFF, 2003; MORIN, 2000) de bacias hidrográficas, nomeadamente, às semiáridas brasileiras, com atenção voltada para a consubstanciação dos impactos, dos rearranjos espaciais, das mudanças de ecótono, dos usos e mudanças de usos, da dinâmica e na representação da necessidade dos ecossistemas caracterizados pela agregação de regimes de fluxos biologicamente relevantes e na variabilidade da necessidade do ecossistema fluvial em escala de sub-bacia, magnitude, frequência e cronometragem de vazão, taxas de ascensão e queda de vazão, entropia, associados a outros fatores que possam ter efeitos específicos na disponibilidade hídrica da região, o presente estudo visa proporcionar maior familiaridade com os métodos de modelagem eco-hidrológica, de forma a recuperar o conhecimento científico acumulado sobre esses métodos com vistas para a sua aplicabilidade no semiárido brasileiro.

1.1 OBJETIVO GERAL

Proporcionar maior familiaridade com métodos de modelagem eco-hidrológica de ecossistemas semiáridos.

1.2 OBJETIVO ESPECÍFICO

Recuperar conhecimento científico acumulado sobre métodos eco-hidrológicos para bacias hidrográficas de ecossistemas semiáridos, com vistas para o semiárido brasileiro.

2 ECO-HIDROLOGIA E HIDRO-ECOLOGIA

2.1 INDEFINIÇÕES E INDIFERENCIAÇÕES

A primeira clara definição de “Eco-hidrologia” (*Ecohydrology*), observa Hannah *et al.* (2004), apareceu em uma edição especial da *Vegetatio* e se refere a zonas húmidas. Afirmar que é “uma disciplina de aplicação orientada e visa uma melhor compreensão dos fatores hidrológicos que determinam o desenvolvimento natural dos ecossistemas húmidos, especialmente em relação ao seu valor funcional para a proteção natural e restauração” (WASSEN; GROOTJANS *apud* HANNAH, 2004). Embora ainda hoje não estejam estabelecidos precisamente seus significados, semanticamente, os dois termos implicam na investigação da interface entre as ciências hidrológicas e biológicas (ecológicas) (HANNAH *et al.*, 2004; NEWMAN *et al.*, 2006; PETTS *et al.*, 2006a).

Etimologicamente, o prefixo “eco” antes de “hidro” em “Eco-hidrologia” indica que o termo é uma corruptela da palavra “hidrologia” (radical) com “ecologia” (prefixo), de forma que a disciplina deve ser mais sobre hidrologia que ecologia, e vice-versa para “Hidroecologia” (KUNDZEWICZ, 2002). No entanto, na prática, esta avaliação não é aplicada, muitos ecologistas se referem a Ecohidrologia (*e.g.*, ZALEWSKI *apud* KUNDZEWICZ, 2002) e hidrólogistas a Hidroecologia (*e.g.*, DUNBAR; ACREMAN *apud* KUNDZEWICZ, 2002). É também importante notar que o termo francês “hydroécologie” não é o mesmo em inglês, uma vez que se traduz por “ecologia aquática”, isto é, o estudo de água doce, salobra e de ecossistemas marinhos (HANNAH *et al.*, 2004).

Fluxos ambientais têm sido de particular interesse no contexto da Associação Internacional de Ciências Hidrológicas – IAHS (MCCLAIN 2002; SHUTTLEWORTH *et al.*, 1989). Pelo uso da ciência de água doce e hidrologia para gerenciar o impacto ecológico da regulação de rio, a hidrologia interativa, em particular na fronteira hidrologia-ecologia, já estavam então, no topo da agenda de pesquisa, incluindo esforços internacionais de alto perfil, como HELP (Hidrologia para o Ambiente, Vida e Política) da UNESCO IHP (O Programa Hidrológico Internacional da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura); BAHC (Aspectos Biosféricos de Ciclo Hidrológico) do 1GBP (Programa Internacional Geosfera-Biosfera); ICCAVR (Comissão Internacional de Relações Ambiente-

solo-vegetação) da IAHS; e atividades com SWAT (transferência solo-água-atmosfera). Os componentes eco-hidrológicos desempenham um papel central em tais questões globais de alto perfil como as alterações climáticas, biodiversidade, desertificação e todos os assuntos que são de convenções internacionais (KUNDZEWICZ, 2002).

As principais esferas da Eco-hidrologia incluem, de acordo com McClain (2012): “(i) interações clima-solo-vegetação-águas subterrâneas na superfície da terra, com implicações especiais para uso do solo, produção de alimentos e mudanças climáticas; (ii) o escoamento ciliar, inundações e dinâmicas do regime de fluxos em corredores fluviais com implicações especiais para o abastecimento e qualidade da água e da pesca interior e (iii) entradas fluviais e de água subterrânea em lagos e reservatórios, estuários, e zonas costeiras com implicações especiais para a qualidade da água e da pesca”.

Ecohidrologia e Hidroecologia têm sido descritas, observa Hannah *et al* (2004), como um "novo paradigma" (ZALEWSKI; ROBARTS *apud* HANNAH *et al.*, 2004) e uma 'disciplina emergente' (BOND *apud* HANNAH *et al.*, 2004) na interface das ciências hidrológicas e ecológicas. Zalewski (2002) afirma que Ecohidrologia é a "terceira fase no desenvolvimento da ecologia de uma história natural descritiva, através de uma compreensão de processos, controle e manipulação dos processos ecológicos para o realce da qualidade dos recursos". Outros autores sugerem uma mudança significativa no pensamento científico relacionado com a integração de hidrologia e ecologia (*e.g.* MCCLAIN, 2012), outros afirmam que a abordagem científica não é inteiramente nova (*e.g.* BONELL, 2002; NUTTLE, 2002).

2.2 HIDRO-ECOLOGIA APLICADA

Uma definição de *Hidro-ecologia Aplicada* foi proposta por Dunbar e Acreman (2001) em edição de Acreman (2001), como “a articulação de conhecimentos das ciências hidrológicas, hidráulicas, geomorfológicas e biológicas/ecológicas para prever a resposta da biota de água doce e dos ecossistemas à variação dos fatores abióticos sobre uma faixa de território em escalas espaciais e temporais”. Esta interpretação inclui o estudo das mudanças nos ecossistemas aquáticos resultantes de alterações ao regime de um fluxo de rio, estrutura de canal, e qualidade da água (KUNDZEWICZ, 2002).

Dunbar e Acreman (2001) consideram o impacto humano sobre o ambiente de rio no contexto da *Hidro-ecologia Aplicada*, com vistas para a irrigação, a regulação artificial dos fluxos fluviais, as combinações de represamento e modificações de canais usados para recuperação de terras para a agricultura e subsequente proteção do solo de enchentes indesejadas e a exploração dos recursos hídricos subterrâneos em regiões úmidas e em áridas, quais em ambas incidem superexplorações em que se observam reduções de fluxos fluviais em períodos anuais críticos à ecologia.

As observações de Kundzewicz (2002), Acreman (2001), Dunbar e Acreman (2001) sobre *Hidro-ecologia Aplicada*, concomitantemente, em diferentes abordagens, procedem nas concepções de análise regional que consideram cada vez mais, de forma integrada, processos e fatores abióticos e humanos.

2.3 SÓCIO-ECOLOGIA

Originado a partir de uma subdisciplina da ecologia na segunda metade do século XX, um conceito de modelo sócio-ecológico vem sendo aplicado hoje em áreas tão diversas quanto a epidemiologia, a evolução da tecnologia e a resposta de comunidades a deslocamentos. A resiliência vem sendo incorporada nos esforços para enfrentar grandes desafios da humanidade, que podem ser desde alimentar uma população crescente, evitar mudanças drásticas, emergência de novas doenças, satisfação de necessidades básicas de saneamento, saúde e inclusão educacional de populações marginalizadas (BUSCHBACHER, 2014).

A conquista do milênio, dos objetivos de desenvolvimento, depende dos serviços proporcionados pelo sistema natural, contudo, a influência antrópica nos processos globais de clima, circulação de nutrientes, deslocamentos de espécies, tornam a desvinculação entre natureza e pessoas cada vez mais sem sentido (VITOUSEK *et al.*, 1997). Reconhecendo que o uso que as pessoas fazem da natureza está embutido no sistema socioeconômico (valores, relações sociais e políticas, direito de uso, leis, governança, mercado, relações econômicas e etc.), o conceito de “sistemas ecológicos” tem sido usado para integrar processos e componentes socioeconômicos e biofísicos (*e.g.* FUINI, 2011; OSTROM, 2009; LIU *et al.*, 2007; REDMAN *et al.*, 2004; BERKES; FOLKE, 2000; MACHLIS *et al.*, 1997; PICKETT *et al.*, 1997).

2.4 SÓCIO-HIDROLOGIA

Dentro do contexto de Di Baldassarre (2015), em que se propõe uma abordagem sistêmica para a previsão de possíveis trajetórias futuras de desenvolvimento social na presença de perigo de inundação, uma melhor compreensão da relação da hidrologia com a sociedade foi formulada para a construção da base de um fórum científico sobre sócio-hidrologia. Os desafios relacionados a partir da observação de diversos autores (LOUCKS, 2015; SIVAPALAN, 2015; TROY *et al.*, 2015; GOBER; WHEATER, 2015) trazem o debate resultante que é apresentado com diferentes opiniões sobre como essa melhoria deve ser procurada, mas, a discussão traz uma mensagem clara sobre o papel fundamental que a investigação dos recursos hídricos e da comunidade hidrológica desempenham para o benefício da sociedade. O aumento da pressão humana sobre os recursos hídricos, mudanças nas necessidades sociais e os riscos relacionados com a água e o aumento da demanda por energia e alimentos, vêm provocando uma emergência global da água (MONTANARI, 2015). Uma visão prospectiva é necessária para garantir uma relação estável e cada vez melhor entre a água e os seres humanos (MONTANARI *et al.*, 2013; SIVAPALAN, 2003), é uma tarefa e dever da comunidade hidrológica buscar soluções para se chegar ao alvo.

3 METODOLOGIAS CIENTÍFICAS

O método dedutivo encontra ampla aplicação em ciências como a Física e a Matemática, cujos princípios podem ser enunciados como leis. Já nas ciências sociais, o uso deste método, *i.e.*, dedutivo, é bem mais restrito (PRODANOV; FREITAS, 2013). Desde o aparecimento do *Novum organum*, de Francis Bacon (BACON *apud* PRODANOV; FREITAS, 2013) o método indutivo passou a ser visto como o método por excelência das ciências naturais. Com o advento do positivismo, sua importância foi reforçada, passando a ser visto como o método mais adequado (PRODANOV; FREITAS, 2013).

Postulamos que entre as contradições da subjetividade do conceito de modelagem eco-hidrológica (HANNAH *et al.*, 2004; NEWMAN *et al.*, 2006; KUNDZEWICZ, 2002; MCCLAIN, 2002) na correlação com as práticas do processo de modelagem, à diversidade de modelagem eco-hidrológica, *e.g.* (NICA *et al.*, 2016; GOVIND *et al.*, 2015; NASEEM *et al.*, 2015; BAND *et al.*, 2012; SHIELDS; TAGUE, 2015; SON, 2015; CHOLER *et al.*, 2011), para uma modelagem singularmente eco-hidrológica, no semiárido brasileiro, considerando o caráter *ad hoc* que possa ter a modelagem eco-hidrológica (NICA *et al.*, 2016), em modelagens SWAT; RHESSys (TANG *et al.*, 2016; MYLEVAGANAM *et al.*, 2015, TANG *et al.*, 2014), optariamos pelo *método hipotético-dedutivo* (DINIZ, 2015; ROSA, 2015; PRODANOV; FREITAS, 2013).

[...] quando os conhecimentos disponíveis sobre determinado assunto são insuficientes para a explicação de um fenômeno, surge o problema. Para tentar explicar as dificuldades expressas no problema, são formuladas conjecturas ou hipóteses. Das hipóteses formuladas, deduzem-se consequências que deverão ser testadas ou falseadas (GIL *apud* PRODANOV; FREITAS, 2013).

O método hipotético-dedutivo desfruta de notável aceitação, em especial no campo das ciências naturais e nos círculos neopositivistas.

4 MÉTODOS DE MODELAGEM ECO-HIDROLÓGICA

4.1 MÉTODO ECO-HIDROLOGICAMENTE DIRIGIDO DE AVALIAÇÃO E PRIORIZAÇÃO DE SUB-BACIA

Recentemente desenvolvido por Mylevaganam *et al.* (2015), a partir de uma perspectiva eco-hidrológica em SWAT, para análise de ecossistemas ciliares, impactos de variações mensais de vazões, magnitude, frequência e cronometragem de períodos de alta e baixa vazão e taxas de ascensão e queda de fluxos associados a outros processos que possam ter efeitos negativos e efeitos específicos na disponibilidade hídrica de uma região, em seu estudo de *Avaliação e Priorização de Sub-bacia Eco-hidrologicamente Dirigida*, Mylevaganam *et al.* (2015) estima informações com base num índice denominado índice-hidro-ecológico, para representar a necessidade de um ecossistema ciliar caracterizado através de um regime de vazão biologicamente relevante. O regime de fluxo é definido por um conjunto de parâmetros, chamados Indicadores de Alteração Hidroecológica (IHA). Estes parâmetros são previstos em escala de sub-bacia pelo modelo hidrológico Ferramenta de Avaliação de Solo e Água (SWAT). Em seguida, o método de Média Ponderada de Entropia Máxima Ordenada é utilizado para agregar regimes de fluxo biologicamente relevantes não comensuráveis para desenvolver índice hidro-ecológico em escala de sub-bacia. O índice resultante reflete a variabilidade da necessidade do ecossistema fluvial em escala de sub-bacia e, portanto, dentro de uma bacia, diferentes sub-bacias hidrográficas podem ser avaliadas e comparadas.

Admite-se hoje que a gama completa da variação intra-anual e interanual natural de regimes hidrológicos sejam essenciais para a manutenção de toda a biodiversidade nativa e integridade dos ecossistemas fluviais (o "paradigma de escoamento-regime natural": Indicadores de Alteração Hidrológica (LYTLE *et al.*, 2004; POFF *et al.*, 1997; RICHTER *et al.*, 1996). Com IHA, 32 parâmetros hidrológicos estatísticos que são montados em cinco grupos, como mostra a Tabela 1, são calculados para cada ano de registro de vazão diária. Estas estatísticas caracterizam variações mensais de fluxos, a magnitude, frequência e cronometragem dos períodos de alto e baixo fluxos, e as taxas de ascensão e queda de fluxos. Em outras palavras, uma gama de regime de escoamento embalados em grupos de cinco e 32 parâmetros hídricos são considerados para definir o estado do ecossistema fluvial tal que os

requisitos de hidrologia para todas as espécies aquáticas sejam satisfeitos (RITCHER *et al.*, 1996).

Tabela 1 - Sumário dos parâmetros hidrológicos usados nos Indicadores de Alteração Hidrológica

Grupo	Características de Regime	32 Parâmetros
Grupo 1: Magnitude de condições hídricas mensais	Magnitude Cronometragem	Valores médios para cada mês civil
Grupo 2: Magnitude e duração de condições hídricas mensais	Magnitude Duração	Min/máx. anual das médias de 1; 3; 7; 30 e 90 dias
Grupo 3: Cronometragem de condições hídricas anuais extremas	Cronometragem	Data juliana para cada 1 dia mínima e máxima
Grupo 4: Frequência e duração de altos e baixos pulsos	Frequência Duração	Número de altos e baixos pulsos de cada ano Média de duração de altos e baixos pulsos
Grupo 5: Taxa frequência de consecutivas mudanças de condições hídricas	Taxas de mudanças	Médias de todas as diferenças positivas de valores diários Médias de todas as diferenças negativas de valores diários Número de ascensões. Número de quedas

Fonte: Mylevaganam et al., 2015

A Ferramenta de Avaliação de Solo e Água (SWAT) é um modelo em escala de bacia fluvial ou hidrográfica desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos EUA (USDA) Serviço de Pesquisa Agrícola (ARS) para prever o impacto das práticas de manejo do solo na água, nos sedimentos e na produção de químicos agrícolas em grandes bacias hidrográficas complexas com diferentes solos, usos de territórios e condições de manejo durante longos períodos de tempo (GASSMAN *et al.*, 2007; NEITSCH *et al.*, 2002). O modelo SWAT opera em um intervalo de tempo diário e prevê a qualidade e a quantidade da água em nível de sub-bacia. A área de drenagem é definida pela saída principal. A bacia hidrográfica é então subdividida em sub-bacias. O modelador pode definir tanto muitas quanto poucas sub-bacias

tal como desejado de acordo com o nível de resolução espacial que seja razoável. Cada sub-bacia é então ainda dividida em um número de Unidades de Representação Hidrológica (HRU) com base em combinações únicas de Uso e Cobertura do Solo (LULC), tipos de solo e declive dentro da sub-bacia. Estas HRUs não estão espacialmente definidas no interior da sub-bacia, elas são simplesmente representações de categorias que representam a área total única de LULC, o tipo de solo e declive que representam dentro de uma sub-bacia. Um sub-bacia contém, pelo menos, uma HRU, um canal afluente e um canal principal ou alcance (Figura 10). Cargas a partir de uma sub-bacia entram na rede de canal no segmento de alcance associado. Processos em escala de HRU são simulados separadamente para cada HRU e depois agregadas até a escala de sub-bacia e, em seguida, encaminhados através do sistema de vazão. Os detalhes do modelo foram descritos por Gassman *et al.* (2007).

A área de estudo é criada para ser executada em um intervalo de tempo diário. Os dados de entrada do modelo SWAT para topografia são extraídos de um Modelo Digital de Elevação (DEM) utilizando no delineamento da bacia hidrográfica, tomado a partir de um conjunto de dados. As microbacias são delineadas com um determinado tamanho limite, resultando em determinado número de sub-bacias. Um nível de limiar é encontrado para delimitação de HRU que resultará em determinado número de HRUs para a área de estudo. O escoamento superficial é calculado utilizando o método Número de Curva (NC) do Serviço de Conservação do Solo (SCS) dos EUA, disponível em SWAT. O método de Penman-Monteith é utilizado para determinar a evapotranspiração potencial. O roteamento de água para canal é realizado utilizando o método de encaminhamento de Muskingum. A combinação do método de calibração manual e automático é usado para a calibração do modelo SWAT usando os dados de medição de correntes de fluxos. Para esta análise, dados de fluxo meteorológicos e hidrométricos são utilizados, incluindo períodos de "aquecimento".

Os dados disponíveis do Brasil para o estudo são captados de diversas instituições brasileiras e/ou estrangeiras e podem ser processados, primeiramente em iteração para a calibragem do modelo hidrológico (ARNOLD, Jeffrey G. *et al.*, 2012) podendo ser a partir de um “cluster”, *e.g.* SUPeR (GOMES, Viviane Pedroso *et al.*, 2016). Os dados de LULC para o semiárido brasileiro são introjetados com dados do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade (PROBIO). Para utilização em SWAT, modificam-se parâmetros americanos de vegetação de MODIS para dados de literatura da realidade brasileira, processados junto com dados de solos e dados de séries climáticas recebidos de um gerador

climático, *e.g.* *ASTER GDEM / IGEN*, *i.e.*, código semente de gerador aleatório com dados *MODIS* e índice de área foliar IAF (LAI).

Um conjunto de números aleatórios é necessário com SWAT para gerar dados meteorológicos. SWAT tem um conjunto padrão de números aleatórios embutido em seu código. Para usar o padrão de números aleatórios, o usuário deve definir $IGN = 0$. Este é o valor padrão para IGN.

Em algumas situações, um usuário pode querer variar a sequência de tempo entre as execuções. Um método para fazer isso é definir IGN para um número diferente a cada vez que o modelo é executado. Este código irá ativar um gerador de números aleatórios, que irá substituir o conjunto padrão de números aleatórios com um novo conjunto. O valor para o qual IGN é definido determina o número de vezes que o gerador de números aleatórios é trocado antes do início da simulação. As sementes produzidas pelo gerador de números aleatórios são, então, utilizadas pelo gerador de condições atmosféricas, em vez dos valores padrões.

A medida de dados meteorológicos lidas no modelo não é afetada por esta variável, contudo, se os dados de medição contêm valores em falta, o gerador climático é ativado para produzir dados para substituir os valores em falta. Os dados produzidos para substituir valores em falta são afetados por esta variável.

Transforma-se a insolação em radiação global, com equações recomendadas pela FAO. Formata-se para entrada em SWAT, utiliza-se o aplicativo *WGN Excel Macro (WGN)*, disponível no sítio eletrônico swat.tamu.edu/. Decidir entradas climáticas: series perfeitas ou imperfeitas com (-99).

As médias históricas diárias e mensais são adquiridas no INMET, SINDA, SONDA, dados de estações pluviométricas, com temperaturas máximas diárias e mensais, temperaturas mínimas diárias e mensais, radiação global diária e mensal, umidade relativa diária e mensal, ponto de orvalho (caso não tenha, pode-se modelar a partir da umidade e vice-versa), e velocidade do vento (calibragem para 2 metros).

O mapeamento dos tipos de solos encontrados em uma bacia hidrográfica brasileira pode ser obtido junto a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Os dados

referentes às características físicas das classes de solos da bacia encontram-se disponíveis para download gratuito no endereço eletrônico: <https://www.sisolos.cnptia.embrapa.br/>.

A geração do Modelo Digital de Elevação (MDE), realizada através dos dados do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) são úteis no processo de delimitação da bacia e construção do mapa de declividade. Com resolução espacial de 90 metros, podem ser obtidos em <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br/download/pe/pe.htm>.

Informações climatológicas estão disponíveis nos sites do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC) e Agência Nacional de Águas (ANA), incluindo precipitações, temperaturas máximas e mínimas, umidade relativa do ar, radiação solar e velocidade do vento a 10 m. com todas as variáveis inseridas no modelo em escala diária.

As informações referentes a vazão para bacias brasileiras estão disponíveis para download no site da ANA. Os dados são inseridos no modelo hidrológico SWAT para simulação de vazão e evapotranspiração. Um ajuste hierárquico é realizado para calibração do modelo, no qual são calibrados e validados os dados de vazão anual, mensal e diário. O procedimento é repetido para os dados de evapotranspiração. Os dados para calibração e validação da evapotranspiração são oriundos do imageamento do sensor MODIS. Para avaliação do nível de acurácia das simulações, pode ser empregado o coeficiente de Nash-Sutcliffe, R² e Pbias.

O modelo SWAT é abastecido com mapas dinâmicos de uso e cobertura do solo, o que permite avaliar efeitos de ações antrópicas sobre os recursos hídricos. Para projetar possíveis cenários futuros de mudanças de uso do solo, pode ser utilizado o *Arcabouço de Modelagem de Uso da Terra Espacialmente Explícita* (LuccME). Este arcabouço utiliza variáveis socioeconômicas como IDH, ritmo de desmatamento, forma de exploração dos recursos na área, possibilidade de crescimento dos perímetros agrícolas, entre outras variáveis que podem ser inseridas pelo próprio modelador.

Para projetar a vazão do rio com base em cenários de mudanças climáticas, o SWAT pode ser abastecido com dados climáticos gerados por meio do modelo *Providing Regional Climates for Impacts Studies* (PRECIS). Após simulação, os dados de temperatura e precipitação são inseridos diretamente no modelo calibrado, o qual estimará as demais

variáveis com base em seus cenários. Os dados podem ser inseridos em escala mensal, conforme disponibilizados pela EMBRAPA.

A disponibilidade hídrica per capita de uma bacia hidrográfica pode ser baseada em um índice com variáveis físicas e sociais, um novo índice pode ser proposto, qual pode considerar a quantidade de água disponível nos rios por meio da contabilização da vazão ao longo do ano, mais a armazenada nos reservatórios presentes na bacia, quais podem ser simuladas pelo modelo SWAT. Dados dos indicadores sociais dos municípios inseridos na unidade ambiental podem ser utilizados, para cruzamento com as informações hidrológicas. Isto permite a geração de mapas que possam representar as áreas socioeconomicamente mais vulneráveis, tanto para o cenário corrente, quanto para o futuro.

4.1.1 Critérios de ajuste

A função objetiva utilizada por Mylevaganam *et al.* (2015) em SWAT, é minimizar a Raiz Quadrática Média do Erro (RMSE) dos fluxos simulados vs. observados. O erro quadrático é definido como:

$$RMSE = \left[\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} - Q_{sim,i})^2 \right]^{0.5} \quad (1)$$

Onde n é o número de intervalos, $Q_{obs,i}$ é o escoamento observado no tempo i , e $Q_{sim,i}$ é o escoamento simulado no tempo i . O modelo de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) é utilizado para avaliar o desempenho geral durante a calibração e validação.

$$NSE = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} - Q_{sim,i})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} - \bar{Q}_{obs})^2} \right] \quad (2)$$

Após tentativas, uma boa relação é obtida entre os escoamentos observados e os simulados. A validação do modelo é feita usando os parâmetros calibrados e envolve uma

reexecução do modelo usando dados de entrada independentes dos dados usados na calibração. Alguns anos são utilizados para a validação do modelo.

4.1.2 Determinação dos Parâmetros dos Indicadores de Alteração Hidrológica (IAH)

Após calibrado e validado em SWAT, todos os 32 parâmetros de IAH são determinados ao nível das sub-bacias para um determinado período. A previsão SWAT para cada sub-bacia é extraída, formatada e então acoplada com a abordagem de IAH para determinação de todos os 32 parâmetros. A visualização acontece como uma execução repetitiva de IAH com múltiplos indicativos de vazão.

4.1.3 Determinação da Probabilidade de Distribuição dos Parâmetros do IAH

Postula-se que cada um dos 32 parâmetros hidrológicos biologicamente relevantes, propostos por Richter *et al.* (1996), poderiam ser considerados como uma variável aleatória. Então, para cada parâmetro, a distribuição de probabilidade menos tendenciosa é obtida pela maximização da entropia de Shannon.

$$E = - \sum_{i=1}^N p_i \log p_i \quad (3)$$

De acordo com o Princípio da Entropia Máxima (POME), sujeito a restrições conhecidas, na Equação (3) E é a entropia de Shannon, $p_1, p_2, \dots, p_N$ são os valores de probabilidades correspondentes aos valores específicos $x_i, i = 1, 2, \dots, N$, do parâmetro hidrológico biologicamente relevante X , e N é o número de valores. Estas probabilidades constituem a probabilidade de distribuição $P = \{p_1, p_2, \dots, p_N\}$ do parâmetro $X: \{x_i, i = 1, 2, \dots, N\}$ em questão. Para a maximização, as limitações em X podem ser expressas em termos de valores médios ou esperados do parâmetro refletir o estado do ecossistema ciliar como:

$$\sum_{i=1}^N p_i g_j(x_i) = C_j, \quad j = 1, 2, \dots, m \quad (4)$$

$$\sum_{i=1}^N p_i = 1, \quad p_i \geq 0, \quad i = 1, 2, \dots, N \quad (5)$$

Onde C_j é a restrição de ordem j , m é o número de restrições, e $g_j(x_i)$ é a função de ordem j de x . Utilizando o método dos multiplicadores de Lagrange, a maximização de E levaria ao P menos tendencioso expresso como na entropia de Shannon (SINGH, V. P., 1997; RICHTER *et al.*, 1996).

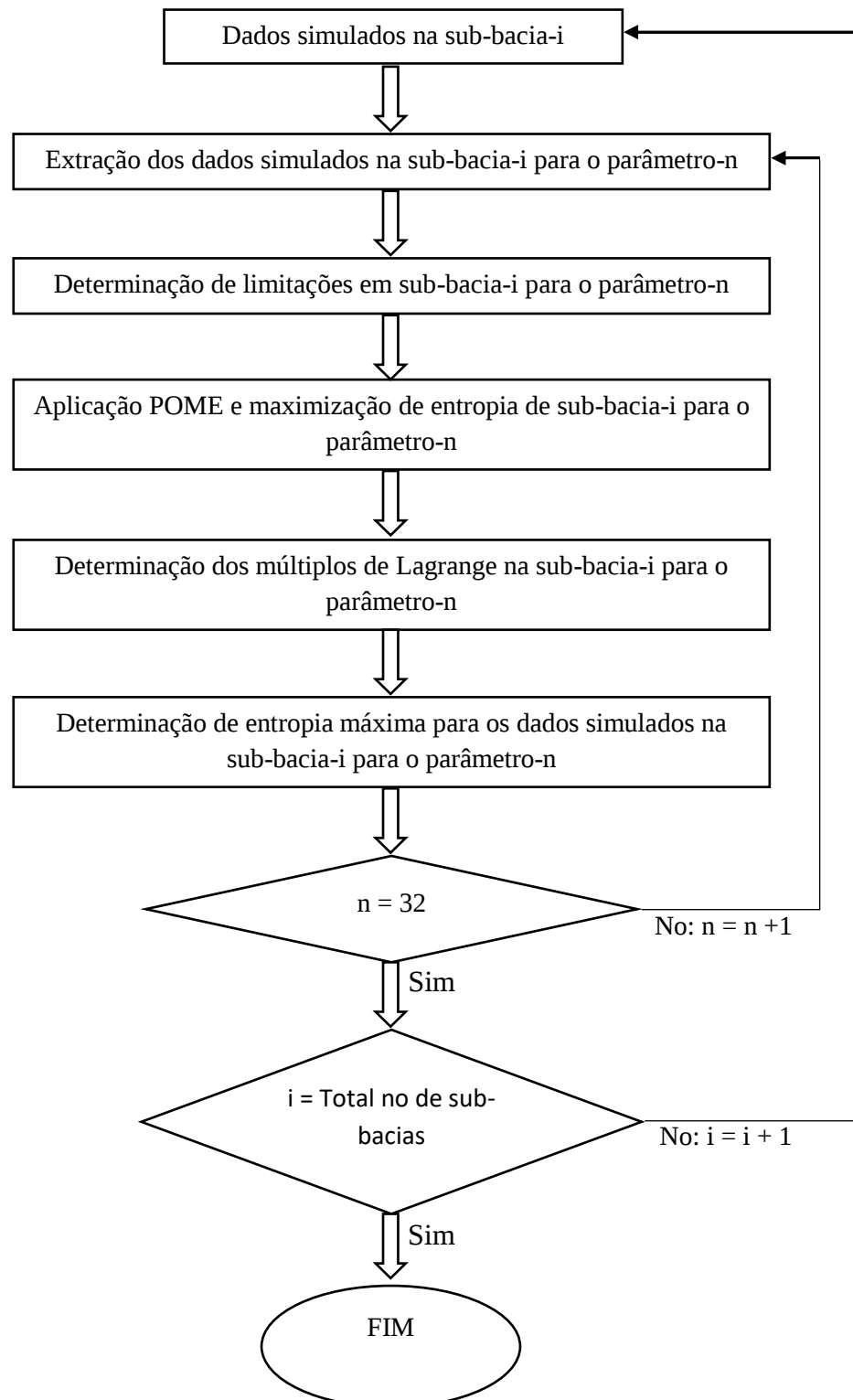
$$p_i = \exp[-\lambda_0 - \sum_{j=1}^m \lambda_j g_j(x_i)], \quad i = 1, 2, \dots, N \quad (6)$$

Desta forma, em Mylevaganam *et al.*, (2015), as distribuições de probabilidade menos tendenciosas foram determinadas para os parâmetros de IAH para todas as sub-bacias. Para a maioria dos parâmetros, os dois primeiros momentos e consequentemente a distribuição de probabilidade normal foram suficientes, fornecendo os valores máximos de entropia. Para os parâmetros do grupo 2 que definem a magnitude e a duração do ecossistema, as restrições foram especificadas para a distribuição log-normal.

$$f(x) = \frac{1}{b\sqrt{2\pi}} \exp\left[-\frac{(x-a)^2}{2b^2}\right] \quad \text{Onde } a = 0.7421; b = 0.8882 \quad (7)$$

Em aplicações práticas, funções $g_j(x_i)$ são expressas como simples momentos e o número de restrições é mantido para dois ou três. Assim, a primeira restrição seria a média e a segunda restrição seria o segundo momento ou variação. Uma vez que a distribuição de probabilidade menos tendenciosa é determinada pelo uso da equação (6), ela é inserida na Equação (3) para a obtenção da entropia máxima. Este processo é realizado para cada um dos parâmetros de IAH e para cada área de sub-bacia, conforme Figura 1.

Figura 1. Determinação de entropia máxima em escala de sub-bacia.



Fonte: MYLEVAGANAM et al. (2015)

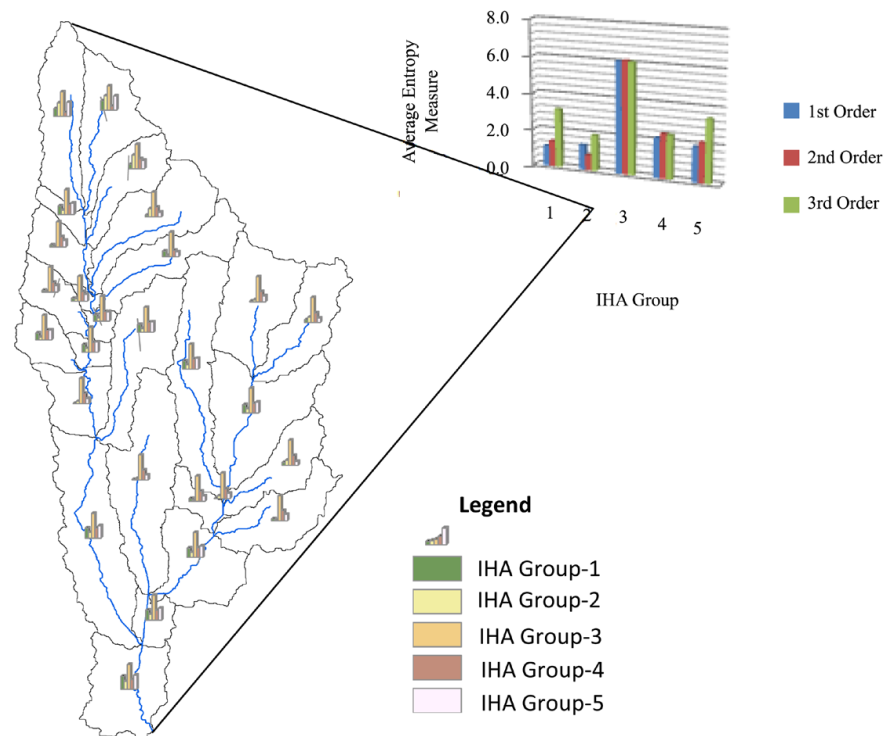
4.1.4 Computo de Valores de Entropia Máxima

Os valores máximos de entropia são calculados a partir da Equação (3), utilizando as distribuições de probabilidade menos tendenciosas derivadas na secção 4.1.3. para cada um dos parâmetros biologicamente relevantes e para todas as sub-bacias. Na sub-bacia considerada de saída, a inserção da probabilidade de distribuição na Equação (3) dá a entropia máxima para a média de escoamento para o mês considerado. A medida de entropia média de um grupo, por exemplo, pode estar muito alta comparada à medida de entropia média dos grupos de IAH remanescentes. Isso traz à tona que a cronometragem da mais alta e das menores condições hidrológicas dentro de ciclos anuais, quais provêm outra medida de fases de ciclo de vida, exemplo: reprodução, estresse ou distúrbio ambiental, fortemente define o ecossistema ciliar subjacente na área de estudo. Em outras palavras, estas variações interanuais na cronometragem de eventos extremos refletem que contingenciamento ambiental seja muito alto como na menção de entropia seja alta comparada com o resto dos grupos de IHA.

Até aqui, Mylevaganam *et al.* (2015) tem mostrado como encapsular a informação escondida dentro de cada um dos 32 parâmetros biológicos através de medidas de entropia. Isso produz uma matriz $(E_1, E_2, E_3, \dots, E_{32})$ de medida de informação/entropia de 32 parâmetros. No entanto, é razoável dizer que estes parâmetros possam ter 32 prioridades entre si. Alguns dos parâmetros podem não ser de importância, embora eles definam o ecossistema subjacente. Assim, tem de haver uma maneira de considerar esta com o desenvolvimento do índice.

4.1.5 Computo do Índice Hidro-ecológico

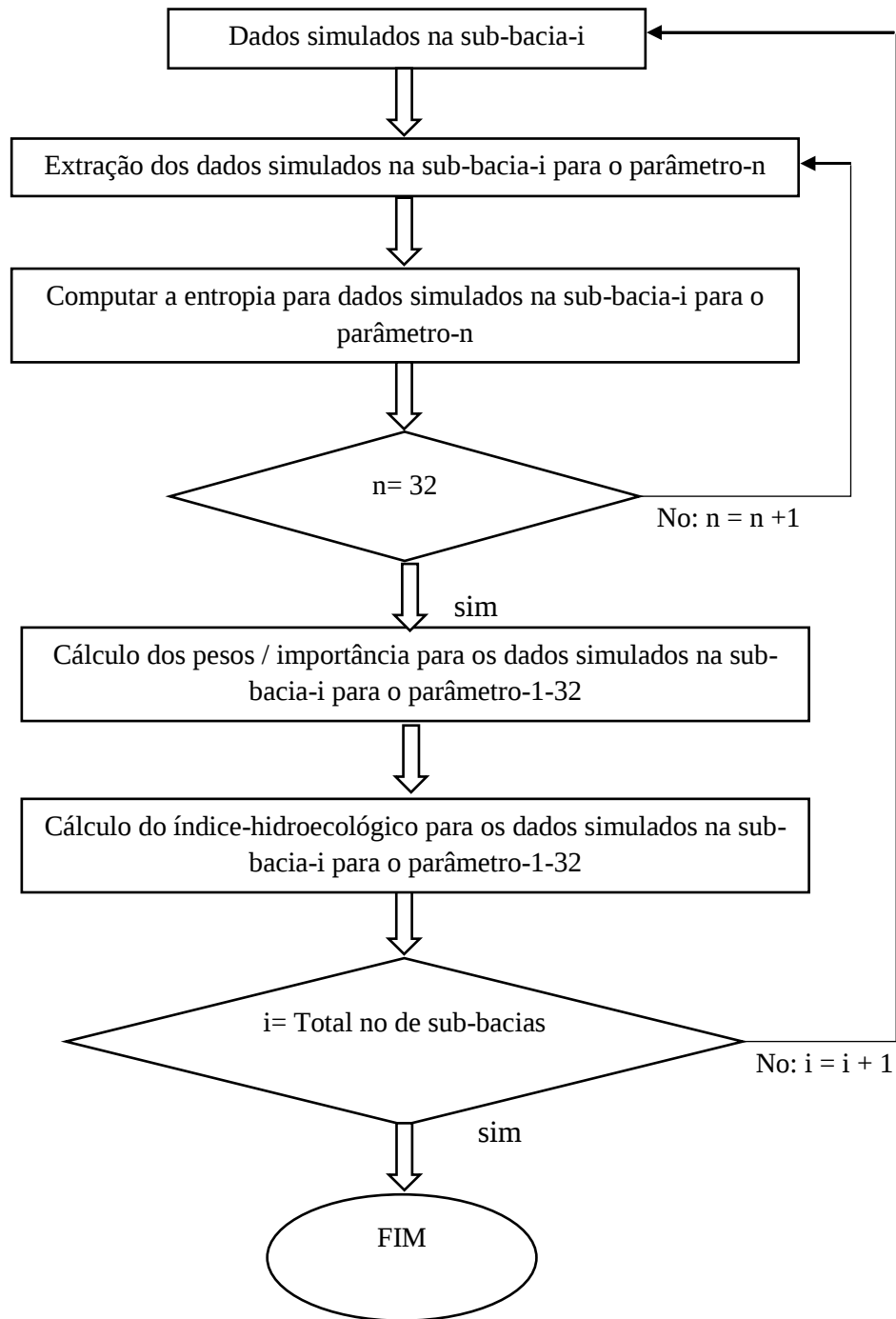
Figura 2. Medições entrópicas de grupos de Índices de Alteração Hidrológica (IAH) em escala de sub-bacia



Fonte: Mylevaganam et al., 2015.

O Índice Hidroecológico é computado em etapas, *e.g.* Figura 3. Os valores de entropia dos parâmetros biológicos são agregados com base em Yager (1999), de tal forma que a agregação final, *e.g.* Figura 2, maximize a informação associada a cada parâmetro biológico. O operador de Média Ponderada Ordenada (OWA) introduzido por Yager (1999) é um tipo geral de operador que fornece flexibilidade no processo de agregação de modo que o valor agregado seja delimitado.

Figura 3. Passos para o computo de base de informação de Índice Hidroecológico



Fonte: Mylevaganam et al., 2015

Entre os valores mínimos e máximos de parâmetros de entrada. O operador de Média Ponderada Ordenada (OWA) é definido como:

$$F(a_1, \dots, a_n) = \sum_{j=1}^n w_j b_j \quad (8)$$

Onde o valor computado para cada um dos 32 parâmetros é o argumento (a_i) , b_j é o j -ésimo maior de a_i , e w_j são as coleções de pesos tais que $w_j \in [0,1]$ e $\sum w_j = 1$.

O Índice-hidroecológico pode também ser expresso como:

$$F(a_1, \dots, a_{32}) = F\left(\frac{E_1}{E_{max}}, \frac{E_2}{E_{max}}, \dots, \frac{E_{32}}{E_{max}}\right) = \sum_{j=1}^{32} w_j b_j \quad (9)$$

A metodologia usada para a obtenção do vetor de peso de Média Ponderada Ordenada (OWA) é com base em Yager (1999). Esta abordagem, que requer apenas a especificação somente do valor de Orness (1 – Andness), gera a classe de pesos de OWA que são chamados de pesos de Operador de Entropia Média Ponderada Máxima (ME-OWA). A determinação desses pesos $w_1, \dots, w_{32}$ a partir de um grau de otimismo Orness dado pelo tomador de decisão que requer a solução de um problema de otimização formulado abaixo. A função objetiva utilizada para a otimização é uma das tentativas de maximizar a dispersão ou entropia, que calcula os pesos a ser aqueles que usam o máximo de informações possíveis sobre os valores de entropia para cada um dos 32 parâmetros na agregação.

Maximiza:

$$H(W) = - \sum_{i=1}^n w_i \log w_i \quad (10)$$

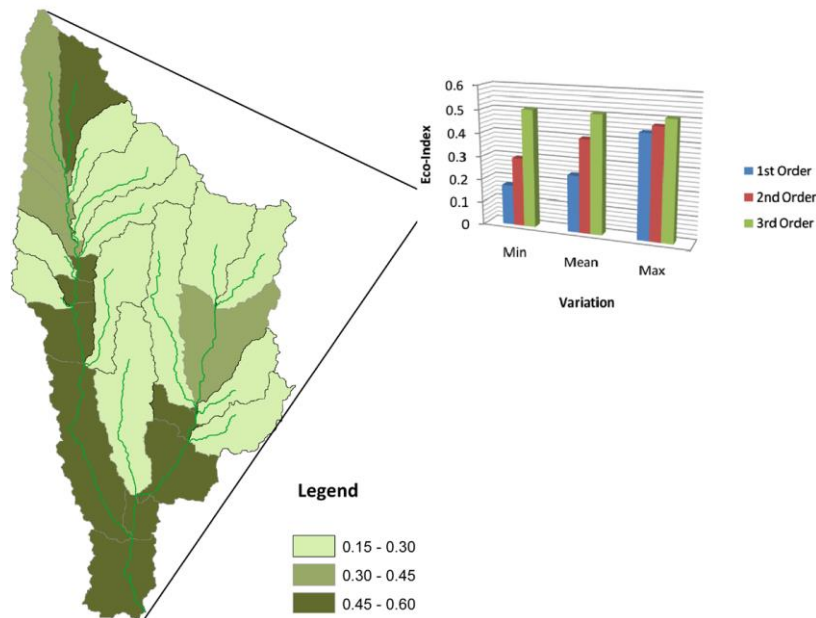
Sujeito a:

$$Orness(W) = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (n-1) w_i \quad (11)$$

$$\sum w_i = 1 \text{ Onde } n = 32 \text{ e } w_i \in [0,1].$$

O Orness caracteriza o grau em que a agregação é como um operador "OR". Para a análise, um valor Orness é assumido para assegurar que o impacto de todos os parâmetros de IAH seja considerado no desenvolvimento do índice e para evitar a atribuição de pesos iguais como alguns dos parâmetros que podem ter mais influência sobre a definição do ecossistema subjacente. Em seguida, um conjunto de pesos w_j é gerado utilizando as Equações (10) e (11). Usando a equação (9), o índice hidroecológico é encontrado para a sub-bacia em questão. Este procedimento é seguido para as outras sub-bacias.

Figura 4. Medidas de entropia de grupos de Índices de Alteração Hidrológica (IAH) em escala de sub- *bacia*



Fonte: Mylevaganam et al., 2015

Para a apresentação dos resultados de uma forma concisa, a necessidade ecológica da área de estudo é dividida em três categorias. Como mostrado na Figura 4, no estudo de Mylevaganam *et al.*, (2015), a maior parte das bacias hidrográficas da área de estudo são

abrangidas pelas categorias mais baixas. Os fluxos de primeira ordem tendem a ter uma variação maior em comparação com os fluxos de 2ª e 3ª ordem. Um valor de “0.75” Orness é assumido para o desenvolvimento do índice-hidroecológico.

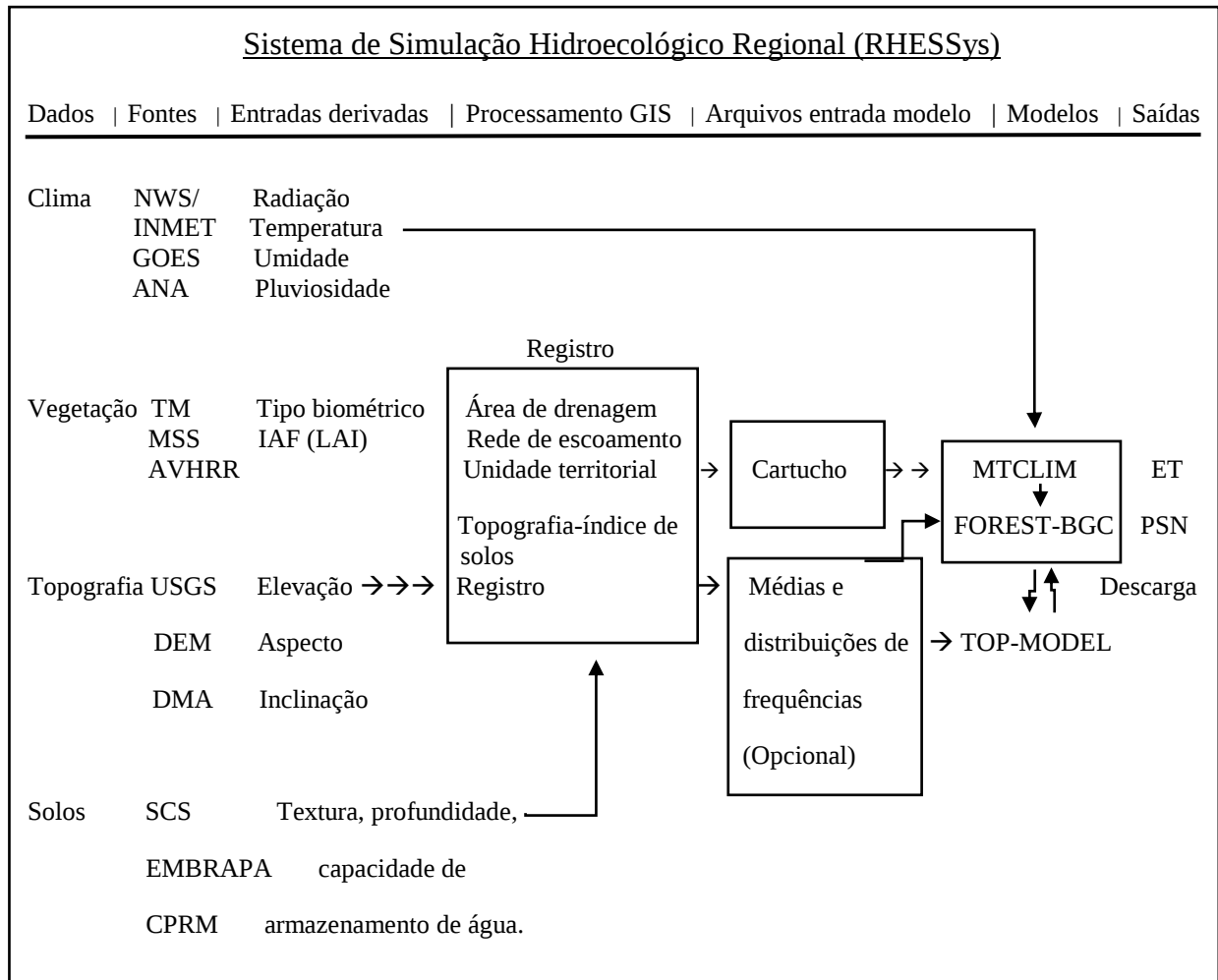
4.2 MODELAGEM HIDRO-ECOLÓGICA COM SISTEMA DE SIMULAÇÃO HIDROECOLÓGICO REGIONAL (RHESSys)

RHESSys é uma estrutura de modelagem hidro-ecológica com base em GIS projetado para simular fluxos de carbono, água integrada e de nutrientes, bem como o crescimento da vegetação em ecossistemas terrestres (TANG *et al.*, 2016), nas bacias hidrográficas em escalas regionais que combina um conjunto de modelos de processo de base física e uma metodologia para o particionamento e parametrização da paisagem (SHIELDS; TAGUE., 2015; TANG *et al.*, 2014; TAGUE; BAND., 2004). Embora seja capaz de ser executado no modo totalmente distribuído, sua estrutura hierárquica exige que algumas variáveis de estado inicial associadas à hierarquia espacial de bacias, colinas e zonas sejam organizadas por um modelo prescrito (TANG *et al.*, 2014).

4.2.1 Estrutura e implementação do modelo

Uma das características únicas do RHESSys é a sua representação hierárquica da paisagem. Esta abordagem permite que diferentes processos sejam modelados em diferentes escalas e permite que as unidades básicas de modelagem sejam de forma arbitrária e não estritamente grade-baseada. RHESSys está também estruturado utilizando uma abordagem de design baseada em objetos para facilitar a substituição algorítmica. Detalhes adicionais sobre a estrutura hierárquica do modelo e execução de codificação podem ser encontradas em Tague *et al.*, (2004).

Figura 5- Algoritmo do modelo RHESys



ANA – Agência Nacional de Águas
 AVHRR – NOAA/Advanced Very High Resolution Radiometer (Radiômetro avançado de muito alta resolução)
 Cartucho - Parametrização de unidade territorial
 CPRM – Serviço Geológico do Brasil
 DEM – Digital Elevation Model (Modelo digital de elevação)
 Descarga – Stream discharge (Corrente de descarga)
 Distribuição – Dentro da parametrização da unidade territorial
 DMA – Defense Mapping Agency (Agência de mapeamento de defesa)
 EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
 ET – Evapotranspiration (Evapotranspiração)
 FOREST-BGC – Forest Ecosystem Simulator (Simulador de ecossistemas florestais)

GOES – Geostationary Operational Environmental Satellite (Satélite Geoestacionário Operacional Ambiental)
 INMET - Instituto Nacional de Meteorologia
 MSS - Landsat Multispectral Scanner (Digitalizador multiespectral Landsat)
 MTCLIM – Mountain Microclimate Simulator (Simulador de microclima de montanha)
 NWS – National Water Service (Serviço nacional de águas)
 PSN – Net photosynthesis (Fotossíntese líquida)
 SCS – Soil Conservation Service (Serviço de conservação do solo)
 TM - Landsat Thematic Mapper (Mapeador temático Landsat)
 TOP MODEL – Hydrologic Routing Simulator (Simulador de roteamento hidrológico)
 USGS – United States Geological Survey (Levantamento geológico dos Estados Unidos)

RHESSys (Figura 5) combina três modelos: FOREST-BGC para o carbono, água e simulação de fluxo de nutrientes numa floresta. MT-CLIM para tratar a entrada diária de temperatura do ar, chuva e outros dados meteorológicos comuns e TOPMODEL que fornece informações sobre o terreno aos outros modelos. Os processos fisiológicos e hidrológicos de plantas em FOREST-BGC são simulados em uma base diária, enquanto os outros processos de nitrogênio e carbono são simulados por ano (MACKAY *et al.*, 2003). A saída para a vegetação é por fotossíntese líquida e a perda de água por evapotranspiração.

RHESSys particiona a paisagem de modo a que cada nível da hierarquia espacial cubra totalmente a extensão espacial da paisagem. Níveis espaciais definem uma hierarquia de contenção com unidades progressivamente mais acuradas. Cada nível espacial está associado a diferentes processos modelados por RHESSys e com uma escala específica. Na escala mais fina, trechos são normalmente definidos na ordem de metros quadrados, enquanto nas bacias (km²) definem a maior escala (TAGUE *et al.*, 2004).

Dentro de RHESSys, um dado nível espacial é definido como um tipo de objeto específico com um conjunto de condição (armazenamento) e variáveis de fluxo, representações de processo (conjuntos de equações), e um conjunto associado de parâmetros do modelo. Por exemplo, a estimativa de fluxo de variáveis atmosféricas, tais como a radiação ocorre no nível de zona. Assim, na determinação do conjunto de objetos espaciais para uma determinada simulação, as zonas são escolhidas para representar áreas de clima semelhante ou em condições atmosférico-compelidas. A vantagem desta abordagem hierárquica é que ela permite que diferentes processos, isto é, do clima contra processos de dossel, sejam modelados em diferentes escalas temporais e espaciais. Além disso, permite que a modelagem possa ocorrer em unidades ecologicamente significativas em oposição a quadrículas arbitrariamente definidas. A definição de unidades de modelagem é feita pelo usuário antes de executar a simulação. Embora ao usuário seja dado considerável flexibilidade na escolha de uma estratégia de particionamento para os diferentes níveis, o particionamento deve ser adaptado para tirar proveito dos padrões de variabilidade relevante dentro da paisagem e, no caso de trechos, para manter uma rede de fluxo coerente e solucionável. Isto permite eficiente parametrização e reduz o erro associado com o particionamento da paisagem (TAGUE *et al.*, 2004; BAND *et al.*, 1991).

4.2.2 Rasterização de RHESSys

RHESSys (versão 5.12) foi rasterizado por Tang *et al.*, (2014) para investigar como a consideração de roteamento de água em um modelo “process-based” hidro-ecológico afeta a água simulada e a dinâmica de carbono. Sendo empregado em uma bacia hidrográfica florestada. Tang *et al.*, (2014) realizou e comparou duas simulações contrastantes, uma com e outra sem roteamento de água.

Na tentativa de remover a estrutura hierárquica do modelo. O RHESSys então rasterizado (R-RHESSys) adotou quase todos os recursos do seu antecessor, exceto a exclusão da estrutura do modelo hierárquico de RHESSys e a modificação da interface do usuário para controle da simulação do modelo (TANG *et al.*, 2014). A exclusão da estrutura hierárquica em R-RHESSys causou que as estruturas hierárquicas de bacia, colina e zona existentes em RHESSys, não existissem mais. Como resultado, o arranjo de algumas variáveis de estado inicial de acordo com o modelo prescrito, (i.e., o arquivo mundo em RHESSys) não seria mais necessário. Além disso, R-RHESSys excluiu o TOPMODEL (BEVEN; KIRKBY, 1979) incorporado em seu antecessor, mas manteve o algoritmo explícito de roteamento de água (WIGMOSTA *et al.*, 1994) para a simulação do fluxo lateral de superfície e subsuperfície, bem como o movimento dos solutos pelo espaço. O algoritmo de roteamento de água em R-RHESSys pode ser ligado ou desligado e, portanto, fornece aos usuários duas maneiras, (i.e., com ou sem roteamento d'água), para quantificar carbono, água e dinâmica de nutrientes em ecossistemas terrestres. Como em seu antecessor, o fluxo lateral superficial e subsuperficial para trechos de tipo dreno são canalizados em R-RHESSys. Como algoritmos específicos para carbono, água e dinâmica de nutrientes são mantidos principalmente como em Tague e Band (2004), introduzimos brevemente o cálculo do fluxo subsuperficial e de superfície que foi levemente modificado para referência.

Em R-RHESSys, o fluxo subsuperficial saturado ($SF_{a \rightarrow b}$) ($m\ day^{-1}$) do trecho a para b é calculado da seguinte forma:

$$SF_{a \rightarrow b} = \begin{cases} \delta \times \gamma \times \left(e^{-\frac{s}{m}} - e^{-\frac{s_{max}}{m}} \right) & s \geq 0 \\ \delta \times \gamma \times \left(e^{-\frac{s}{(3.5m)}} - e^{-\frac{s_{max}}{m}} \right) & s < 0, \end{cases}$$

Onde s (m) é o déficit de saturação do trecho a ; m (adimensional) é a taxa de decaimento da condutividade hidráulica do solo com profundidade no trecho a ; s_{max} (m) é o equivalente em água da profundidade do solo; δ (adimensional) é o parâmetro de sensibilidade empírica com um valor de 1.2 quando o roteamento de água é considerado e um valor de 0.16 quando o encaminhamento de água é ignorado. Os valores 1.2 e 0.16 são baseados em calibrações do modelo (veja abaixo); e $(m\ day^{-1})$ é a porcentagem de fluxo subterrâneo que vai do trecho a para o trecho b .

É expresso como

$$\gamma = k_{sat0} \times \tan \beta_{a \rightarrow b} \times W_{a \rightarrow b}, \quad (2)$$

Onde k_{sat0} ($m\ day^{-1}$) é a condutividade hidráulica saturada na superfície; β (grau) é a inclinação local do trecho a para o trecho b ; e W (adimensional) é a largura do fluxo do trecho a para o trecho b . As larguras de fluxo são assumidas como sendo 0.5 vezes o tamanho da grade para as direções cardinais e 0.354 vezes o tamanho da grade para direções diagonais (TAGUE & BAND., 2004; QUINN *et al.*, 1991).

O fluxo terrestre de saturação (RF_a) para o trecho a é expresso da seguinte maneira:

$$RF_a = \max(RS + U_{satS} - s, 0.0), \quad (3)$$

Onde RS (m) é armazenamento de água do solo na camada da zona raiz; e U_{satS} (m) é armazenamento de água do solo na camada de solo não saturada.

Quando o roteamento de água é considerado em R-RHESSys, a entrada de escoamento subsuperficial saturado do trecho a ascendente (Eq. 1) é adicionado ao trecho b descendente e representado no orçamento de água local do trecho b . Quando o roteamento é desligado, a Eq. (1) é ainda usada para calcular o escoamento subsuperficial de cada trecho. Contudo, ao invés

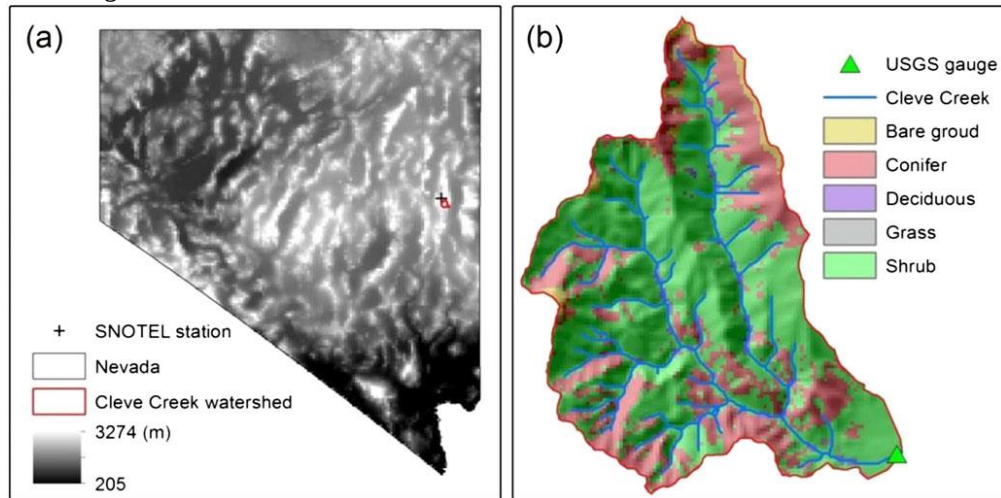
de ser encaminhado para trechos descendentes, as saídas subsuperficiais de todos os trechos são somadas e assumidas para fluírem para fora da bacia como componente de fluxo de escoamento de base de vazão.

O valor do parâmetro de sensibilidade δ na Eq. (1) para o caso de não roteamento é reduzido para refletir a mudança na função desse parâmetro de um fluxo lateral entre o ajuste de trechos para o que é efetivamente um coeficiente de recessão de fluxo base. A outra diferença entre roteamento e não roteamento é que, com o roteamento ligado, o escoamento de superfície gerado pela Eq. (3) é roteado seguindo a mesma topologia como fluxo subsuperficial e é permitido reinfiltrar ao longo de seu trecho de fluxo, enquanto que sem roteamento, o fluxo de superfície gerado pela Eq. (3) para todos os trechos é somado e assumido que flui para fora da bacia como o componente de escoamento de vazão (TANG *et al.*, 2014).

4.3 MÉTODO DE REGULAÇÃO DA DINÂMICA DA VEGETAÇÃO ASSOCIADA À PRECIPITAÇÃO NA RESPOSTA DA SUB-BACIA À MUDANÇA DE PRECIPITAÇÃO DESENVOLVIDO COM RHESSys RASTERIZADO

Desenvolvido recentemente por Tang *et al.*, (2016), a partir de uma perspectiva eco-hidrológica em RHESSys, R-RHESSys, um modelo hidroecológico distribuído, rasterizado (TANG *et al.*, 2014), é aplicado para quantificação de regulação da dinâmica da vegetação associada à precipitação no balanço hídrico da superfície terrestre da bacia hidrográfica Cleve Creek, no leste dos EUA, Nevada. Em seu estudo *Regulação da dinâmica da vegetação associada à precipitação no balanço hídrico em uma bacia hidrográfica semiárida a árida montanhosa*, Tang *et al.*, (2016) busca o exame de como a dinâmica da vegetação associada à mudança de precipitação pode regular o balanço hídrico de sub-bacia de um ecossistema semiárido a árido montanhoso. Para alcançar esse objetivo, os resultados de simulação de dois cenários baseados em precipitações alteradas foram comparados, respectivamente, com os resultados de um cenário de referência baseado em precipitações observadas. Seus resultados sugerem que, R-RHESSys pode simular com precisão o balanço hídrico de sub-bacia e a dinâmica da vegetação na área de estudo.

Figura 6. (a) Localização geográfica da bacia hidrográfica de Cleve Creek e (b) a distribuição de cobertura do solo na bacia hidrográfica



Fonte: Tang et al. (2016)

Tang *et al.* (2016) verifica ainda que: As mudanças associadas à precipitação no dossel das folhas podem ajudar a reduzir potenciais de inundação durante os anos úmidos ou manter o fluxo de base durante os anos secos através da mudança da evapotranspiração (ET); A diminuição associada à precipitação no dossel das folhas e a consequente diminuição na ET não aumentam sempre o fluxo de escoamento e vice-versa; A regulação da dinâmica da vegetação associada à precipitação no fluxo de escoamento está sujeita à condição inicial da água do solo; As mudanças associadas à vegetação na transpiração da planta desempenham um papel importante na regulação do teor de água do solo e da geração de fluxo de escoamento da bacia hidrográfica semiárida e árida montanhosa; A regulação da mudança associada à precipitação no dossel das folhas na ET é mais pronunciada nas cristas da bacia hidrográfica do que nos vales. Em contraste, sua regulação sobre a geração de fluxo subsuperficial é mais notável nos vales do que nas cristas da bacia hidrográfica.

Tang *et al.* (2016) simula com R-RHESSys a conectividade espacial dos fluxos hidrológicos laterais e dos nutrientes solúveis entre quadrículas simuladas, permitindo examinar as interações de ascensão-descenso entre os processos hidrológicos e ecológicos sobre o terreno espacialmente variável.

R-RHESSys simula dinamicamente o crescimento da vegetação, interceptação de precipitação da planta e o movimento da água através do contínuo solo-vegetação-atmosfera. Isso permite quantificar a regulação da dinâmica da vegetação associada à mudança climática no balanço hídrico de sub-bacia, que é expressa na seguinte equação:

$$\begin{cases} P = SF + AET + \Delta S + \Delta CanS + \Delta SP + \Delta GW \\ AET = T_r + E_s + E_{ca} + S_s \end{cases}$$

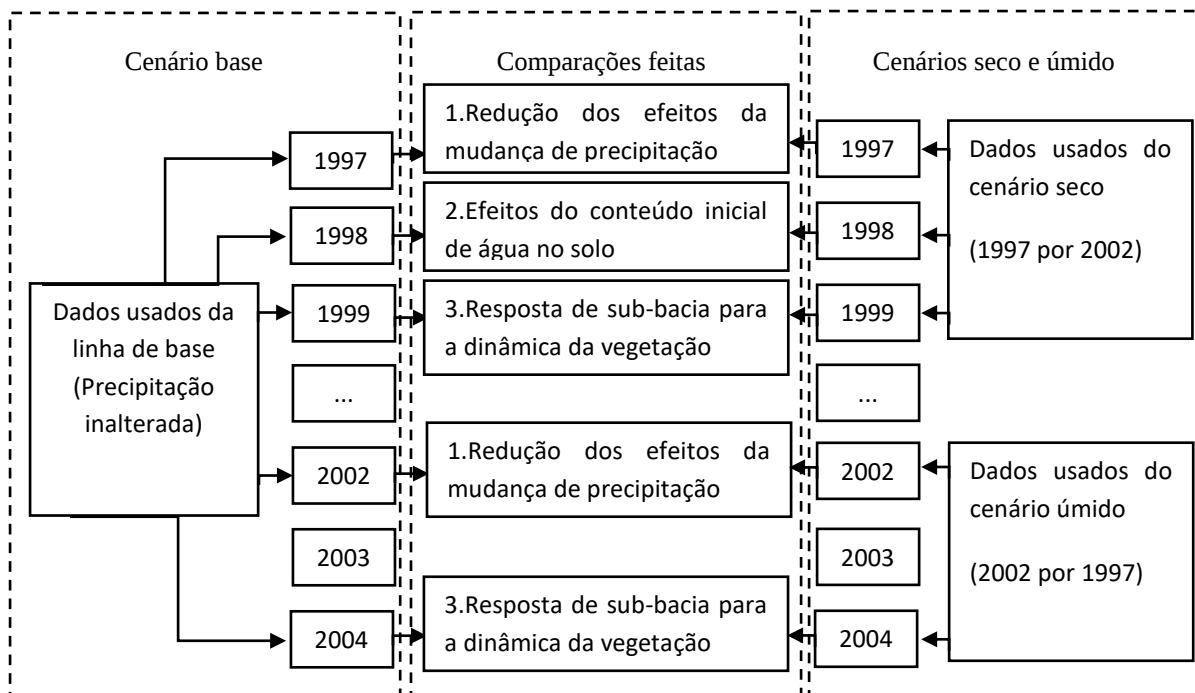
(1)

Onde P é a precipitação; SF é vazão; AET é na verdade ET ; ΔS é mudança no teor de água no solo; $\Delta CanS$ é mudança no armazenamento de precipitação de dossel; ΔSP é mudança na massa de neve; ΔGW é mudança no armazenamento de águas subterrâneas; T_r é a transpiração da planta; E_s é evaporação do solo; E_{ca} é a evaporação da precipitação interceptada no dossel; S_s é sublimação de neve.

4.3.1 Modelagem, calibração e avaliação do modelo

Para examinar a regulação da dinâmica da vegetação associada à precipitação sobre as respostas da sub-bacia a uma mudança de precipitação, Tang *et al.* (2016) realiza três simulações baseadas em cenários: cenário de base, seco e úmido (Tabela 2).

Tabela 2. Esquema de simulações e comparações realizadas



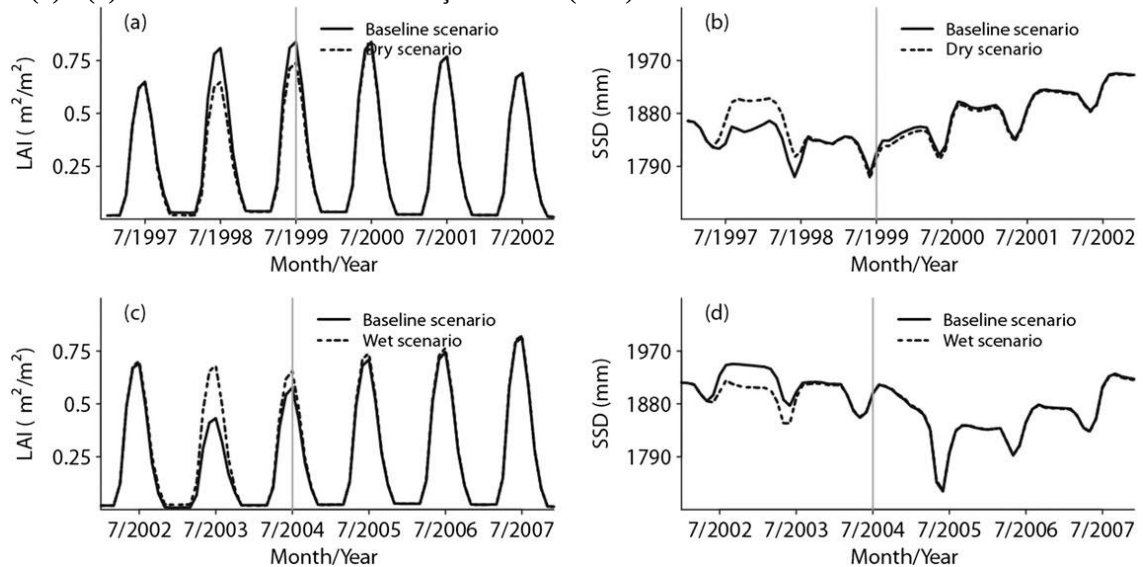
Fonte: Tang et al., 2016

No cenário de linha de base, os registros meteorológicos diários das séries temporais de 1901 a 2012 foram usados diretamente para forçar simulações do modelo. No cenário seco, Tang *et al.* (2016) utiliza as precipitações diárias das séries temporais de maio, junho, julho, agosto e setembro (doravante denominados meses da estação de crescimento) em 2002 para substituir seus homólogos em 1997, mantendo outros inalterados.

Fundamentado em três simulações com base em cenários, Tang *et al.* (2016) faz três tipos de comparações (Tabela 2). Em primeiro lugar, os resultados do modelo para 1997 do cenário seco e, para 2002, do cenário úmido, são comparados, respectivamente, com os do cenário de linha de base para examinar como a dinâmica da vegetação associada à precipitação regula os efeitos da mudança de precipitação no fluxo. Em segundo lugar, os resultados do modelo para 1998 do cenário seco são comparados aos do cenário de linha de base para testar se a condição inicial da água do solo pode mascarar os efeitos reais da dinâmica da vegetação na vazão do rio. Em terceiro lugar, os resultados do modelo para 1999 do cenário seco e, em 2004, do cenário úmido são comparados, respectivamente, com os do cenário de linha de base para examinar como a dinâmica da vegetação associada à precipitação afeta o balanço hídrico da sub-bacia.

No cenário úmido, Tang *et al.* (2016) utiliza as séries temporais de precipitações diárias dos cinco meses da estação de crescimento em 1997 para substituir as suas homólogas em 2002, enquanto mantém outras inalteradas. A precipitação nos cinco meses da estação de crescimento foi alta em 1997 (um ano relativamente úmido) e baixa em 2002 (um ano relativamente seco). Assim, os efeitos das mudanças na precipitação na vegetação sob o cenário seco / úmido serão mais detectáveis quando comparados com o cenário da linha de base. Para cada cenário, Tang *et al.* (2016) primeiro amplia a simulação do modelo por 300 anos usando registros meteorológicos diários de 1901 a 1990 para que o carbono do solo e a biomassa da vegetação alcançassem equilíbrio com o clima local a longo prazo. Depois disso, Tang *et al.* (2016) continua a rodar o modelo para 22 anos adicionais usando registros meteorológicos diários para o período 1991-2012. A resolução espacial das simulações dos modelos é de 100 m por 100 m.

Figura 7. (a) e (c): as mudanças na precipitação em um ano afetam o crescimento da vegetação nos próximos 2 anos. (b) e (d): déficit médio anual de saturação do solo (SSD).



Fonte: Tang et al., 2016

Como as diferenças absolutas no SSD modelado foram minimizadas em 1999 entre o cenário seco e o cenário de linha de base (Figura 7b) e, em 2004, entre o cenário molhado e o cenário de linha de base (Figura 7d), esses anos foram selecionados para o terceiro tipo de comparação. Além disso, uma vez que o SSD se aproximou enquanto todos os dados condicionantes do modelo eram idênticos para esses 2 anos, as mudanças no balanço hídrico da sub-bacia podem ser atribuídas principalmente à dinâmica da vegetação associada à precipitação (*e.g.* mudanças no IAF (LAI) na Figura 7a e 7b). R-RHESSys foi calibrado para a vazão observada e fluxo de base derivado para o período 1991-2000 e avaliado em comparação a vazão observada e fluxo de base derivado para o período 2001-2012. Esses períodos foram selecionados por causa da consistência dos registros meteorológicos e dos dados diários de vazão observados na estação de medição do GE Geological Survey. Além disso, uma vez que há falta de dados de vegetação observados, compararam-se as gamas de índice de área foliar simulado (LAI) e produtividade primária líquida (NPP) da vegetação com dados previamente publicados para tipos de vegetação semelhantes (FINZEL *et al.*, 2012; TIAN *et al.*, 2010; WHITE *et al.*, 2000; GIBBENS *et al.*, 1996).

A seleção de 1999 e 2004 no terceiro tipo de comparações é porque o déficit de saturação do solo (SSD) é uma variável importante no cálculo da contribuição da água subsuperficial para a vazão. A simulação inicial sugeriu que as mudanças no SSD têm um grande impacto na geração de fluxo e, portanto, podem confundir os efeitos da dinâmica da

vegetação no balanço hídrico de sub-bacia. Para examinar com mais precisão a forma como a dinâmica da vegetação regula o balanço hídrico de sub-bacia, é necessário ter um SSD próximo uns dos outros entre duas simulações comparadas.

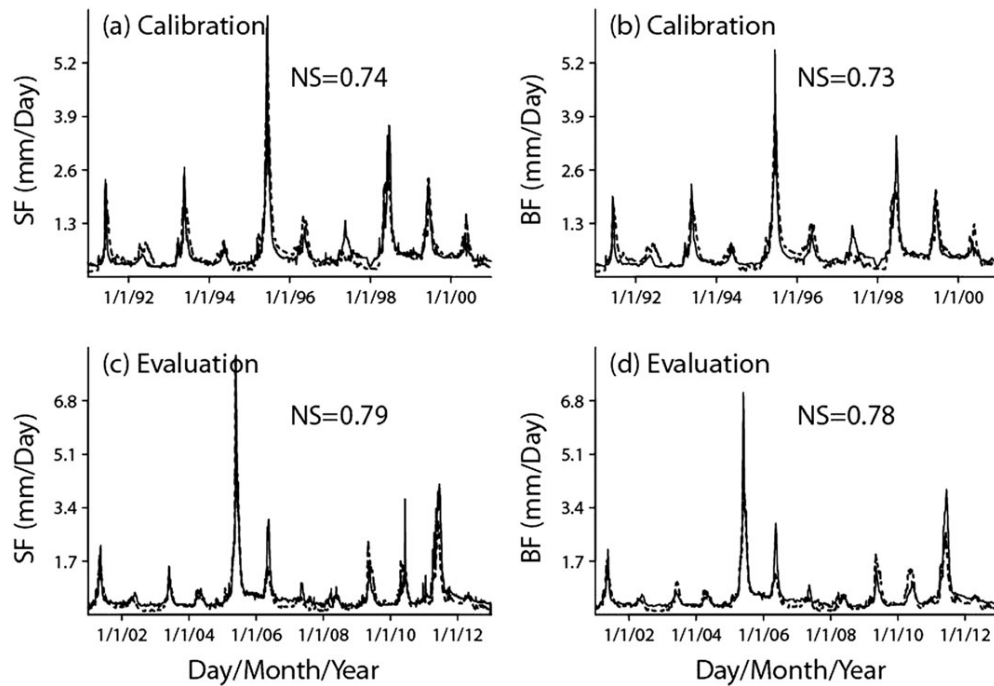
4.3.2 Injunção de dados de vegetação e clima

Quatro tipos de vegetação / cobertura do solo foram pré-especificados para a área de estudo (Figura 6b). A fotossíntese de vegetação foi simulada seguindo o modelo de Farquhar (FARQUHAR; VON CAEMMERER, 1982), e a alocação de carbono assimilado de saída, tronco e raízes, foi simulada seguindo BIOME-BGC (RUNNING; HUNT, 1993). Séries temporais de temperatura máxima e mínima diária ($^{\circ}\text{C}$) bem como a precipitação total (mm) são utilizados para execução em R-RHESys. Dado que não há uma estação meteorológica dentro da bacia hidrográfica de Cleve Creek, os dados de injunção climática para o período 1901-1990 vieram de uma estação cooperativa (COOP) e, durante o período 1991-2012, foram derivados da estação meteorológica de SNOwpack TELemetry (SNOTEL) de Berry Creek (Figura 6a), que fica localizada a 10 km da bacia hidrográfica. Dado os gradientes de elevação entre as estações meteorológicas e a área de estudo, foram utilizadas taxas locais de lapso de $-0.0068\text{ }^{\circ}\text{Cm}^{-1}$ para temperatura máxima diária, $-0.0045\text{ }^{\circ}\text{Cm}^{-1}$ para temperatura mínima diária e 0.001mm m^{-1} para precipitação diária para ajustar mudanças de temperatura e precipitação orográfica na área de estudo.

4.3.3 Calibração do modelo

A Figura 8 mostra séries temporais simuladas de vazão diária e vazão de base para o período de calibração 1991-2000 e o período de avaliação 2001-2012. Para o período de calibração, o coeficiente calculado de Nash-Sutcliffe (NASH, J. Eamonn; SUTCLIFFE, Jonh V., 1970) é de 0.74 para a vazão (Figura 8a) e 0.73 para a vazão de base (Figura 8b). Para o período de avaliação, o NS calculado foi de 0.79 para fluxo (Figura 8c) e 0.78 para vazão de base (Figura 8d).

Figura 8. Calibração e avaliação do fluxo diário de vazão (SF) simulado em R-RHESSys (linha tracejada em a e c) e fluxo base (BF) (linha tracejada em b e d) contra dados observados / derivados (linha contínua). NS é indicativo para o coeficiente de Nash–Sutcliffe



Fonte: Tang *et al.*, 2016

O fluxo médio de vazão diária e vazão de base simulados se aproximaram (diferença <10%), respectivamente, tanto para o período de calibração como para o período de avaliação (TANG *et al.*, 2016). Os distúrbios entre a vazão simulada e a observada, e entre a vazão de base simulada e derivada foram menores que 6% para o período de calibração.

5 APLICABILIDADE DE MODELAGEM ECO-HIDROLÓGICA PARA O SEMIÁRIDO BRASILEIRO

A aplicabilidade dos métodos de modelagem eco-hidrológica vistos em Tang *et al.* (2016); Mylevaganam *et al.* (2015); e Tang *et al.* (2014); é ponderado inicialmente neste capítulo em sua correlação entre teoria e prática, a partir da incidência de definições e indefinições, vistas em McClain (2002), Hannah *et al.* (2004) e Kundzewicz (2002), em observações para a modelagem eco-hidrológica. A seguir, à luz dos métodos descritos, atento as demandas específicas de exemplos escolhidos, atenta-se para a aplicabilidade de modelagem eco-hidrológica de bacias hidrográficas do semiárido brasileiro, com enfoque no exemplo das demandas da Bacia Hidrográfica do Açude Epitácio Pessoa.

5.1 DEFINIÇÕES E INDIFERENCIAÇÕES NA MODELAGEM ECO-HIDROLÓGICA

Verificamos no resgate da literatura recente, análogo ao estado da arte, a partir de indefinições da modelagem eco-hidrológica, uma adversidade dentro da diversidade de estudos e métodos eco-hidrológicos. Mylevaganam *et al.* (2015) emerge neste estudo de revisão e atualização como o primeiro autor a assumir uma modelagem eco-hidrologicamente dirigida e, talvez por isso, inovadora em muitos aspectos no âmbito da modelagem eco-hidrológica, contudo, seus resultados, segundo o próprio autor, imprescinde de um reconhecimento de campo para a validação dos dados. Para tanto, postula-se a utilização do método desenvolvido por Nica *et al.* (2016).

Verifica-se que, apesar das indefinições e indiferenciações, definições procedem na modelagem hidrológica e a inovação paulatinamente acontece em proveito da modelagem eco-hidrológica em estudos não estritamente eco-hidrologicamente conduzidos. Observa-se que os modelos hidrológicos utilizados, baseados em processos (process-based), são ferramentas muito utilizadas para a previsão hidrológica nos campos científico e de gestão, pois permitem a simulação através das relações físicas de uma série de processos e variáveis que integram o ciclo da água. Ademais, modelos “process-based” podem representar múltiplos e interagentes processos e fornecem um quadro para a combinação de medições, baseadas ou não em campo, e com a evolução dos modelos fundamentados na ciência hidro-

ecológica específica. A utilização destes modelos, contudo, requer que a representação dos processos e principais pressupostos envolvidos sejam entendidos pela comunidade usuária.

Em função de uma considerável subjetividade conceitual da modelagem eco-hidrológica (HANNAH *et al.*, 2004; NEWMAN *et al.*, 2006; PETTS *et al.*, 2006a; KUNDZEWICZ, 2002), deparamo-nos na investigação, com questões com consequências práticas no processo de modelagem eco-hidrológica, pois uma grande variedade de estudos apresenta apelos eco-hidrológicos e hidro-ecológicos diversos e, apesar da semelhança entre os métodos e de uso de dados, i.e., índices de vegetação *e.g.* LAI (MORÁN-TEJEDA *et al.*, 2015; GOVIND *et al.*, 2015; NASEEM *et al.*, 2015), outros NDVI (BAND *et al.*, 2012; CHOLER *et al.*, 2011), uns explorando conjuntos de dados de amostras biológicas e físico-químicas temporais (NICA *et al.*, 2016), outros a relação entre a área impermeabilizada e a produtividade do ecossistema (SHIELDS; TAGUE, 2015) outros clima, temperatura, pluviosidade e topografia associada a dinâmica da vegetação (TANG *et al.*, 2016; SON, 2015; DENG *et al.*, 2007), aplicados ainda em ambientes semiáridos diversos.

Mylevaganam *et al.* (2015) descreveu uma informação baseada no desenvolvimento de índices para mostrar o status ecológico de uma bacia hidrográfica em escala de sub-bacia, mostrando como um modelo hidrológico como SWAT pode ser usado para obter uma visão sobre o ecossistema ciliar através de um paradigma natural de fluxo-regime: *Indicadores de Alterações Hidrológicas* (LYTLE *et al.*, 2004; POFF *et al.*, 1997; RICHTER *et al.*, 1996). Os valores relativos do índice distinguem claramente as bacias hidrográficas em termos de suas necessidades para sustentar o ecossistema ciliar (Figura 4). Este tipo de análise é significativo, especificamente em bacias hidrográficas não monitoradas que são dominantes em países em desenvolvimento, para definir a política de sustentabilidade.

Modelos hidrológicos baseados em processos tais como MIKE-SHE (REFSGAARD; STORM, 1995) estiveram na extremidade mais complexa da continuidade, fornecendo a solução da equação de Richter (RICHTER *et al.*, 1996) à drenagem através de múltiplas camadas do solo até a zona saturada, isso foi importante para o desenvolvimento do método recentemente desenvolvido em SWAT por Mylevaganam *et al.* (2015) e pertinente aos fluxos hidrológicos verticais e laterais estimados por Tang *et al.* (2016) com R-RHESSys.

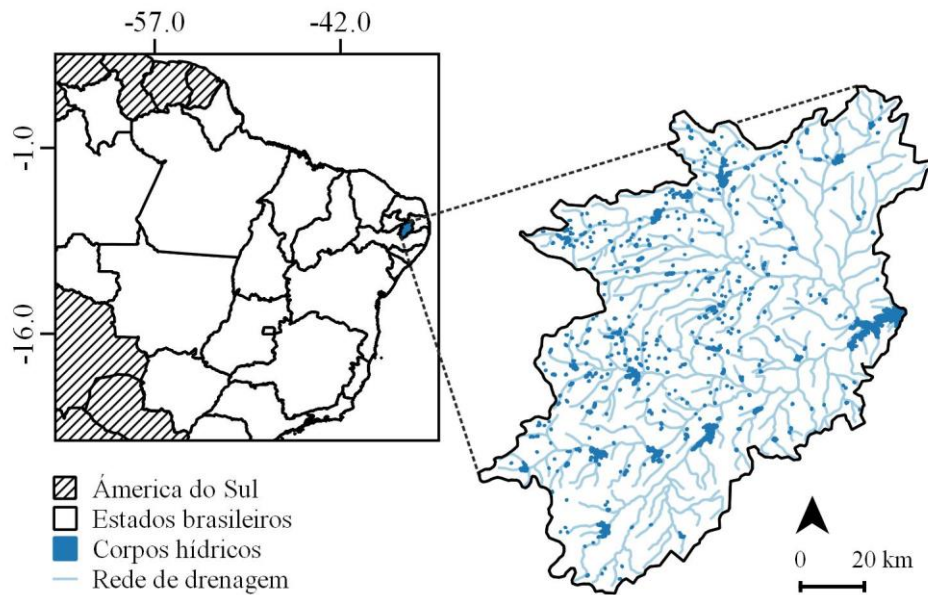
O *Sistema de Simulação Hidroecológico Regional* (RHESys) já vinha sendo aplicado numa ampla variedade de configurações de pesquisas, numa visão geral da estrutura Sistema de Informações Geográficas (SIG) do modelo subjacente à base SIG, dado em *RHESys: Regional Hydro-Ecologic Simulation System* (TAGUE; BAND, 2004). Seguido por uma descrição dos modelos matemáticos usados para representar diferentes ciclos biogeoquímicos e processos hidrológicos incluindo fluxos hidrológicos verticais e laterais, variabilidade microclimática, transferência de radiação de dossel, ciclagem de nitrogênio e carbono microbiano de solo e vegetação.

5.2 MODELAGEM ECO-HIDROLÓGICA PARA O SEMIÁRIDO BRASILEIRO

5.2.1 **Bacia hidrográfica do Açude Epitácio Pessoa**

Consideramos o *Método de Avaliação de Indicadores de Alteração Hidrológica Desenvolvidos em SWAT*, desenvolvido por Mylevaganam *et al.* (2015), por exemplo, para a modelagem eco-hidrologicamente dirigida da Bacia Hidrográfica do Açude Epitácio Pessoa (Figura 9), no Estado da Paraíba, para compreender melhor, entre outros fatores em escala de sub-bacias, além do comportamento hidrológico, fatores de variação de relações físicas e comportamento físico-ecológico da bacia.

Figura 9: Localização espacial da Bacia Hidrográfica do Açude Epitácio Pessoa – PB.

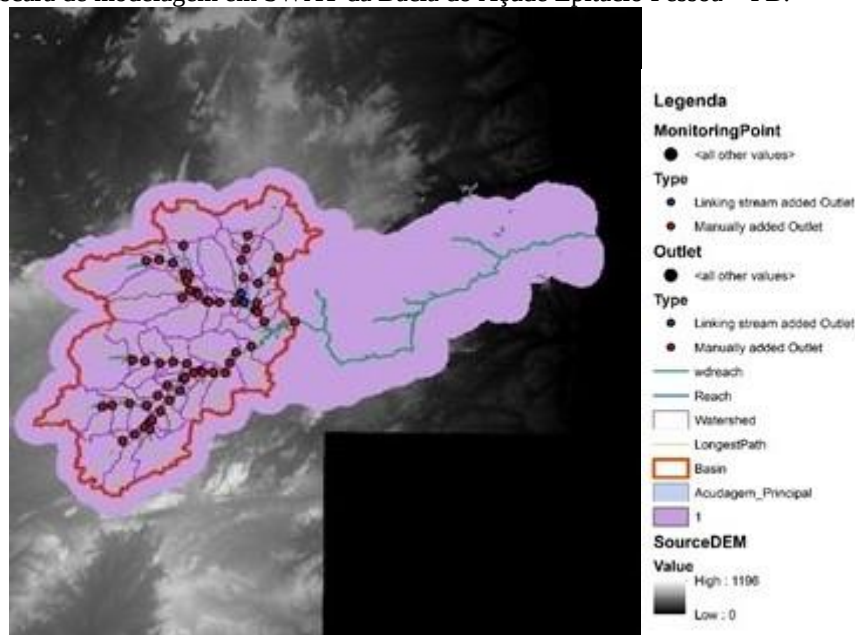


Base cartográfica: Agência Nacional das Águas - ANA (2017).

O desenvolvimento do índice delineado por Mylevaganam *et al.*, (2015), pode ser estendido para analisar o impacto associado a atividades de bacias hidrográficas, tais como projetos de desenvolvimento hídrico, *e.g.*, reservatórios, efeito a jusante do desenvolvimento a montante e cenários hipotéticos de mudanças climáticas. Em vez de agregar a medida de entropia em escala de sub-bacia (Figura 4), pode-se agregar o desvio na medida de entropia na escala de sub-bacia para refletir o nível de calibração do sistema. Essa análise pode fornecer uma primeira visão para detectar as localizações críticas dentro de uma bacia hidrográfica (MYLEVAGANAM *et al.*, 2015).

No mascaramento da bacia hidrográfica com a ferramenta SWAT (Figura 10), além do alcance (Reach) do sistema e das ligações de saída adicionada de fluxo, pontos de monitoramento de entradas e saídas na rede de escoamento são, a partir de então, manualmente definidos, junto com outros automaticamente gerados, à arbitragem de localização manual.

Figura 10 - Máscara de modelagem em SWAT da Bacia do Açude Epitácio Pessoa – PB.



Fonte: o Autor, 2017.

Em Mylevaganam *et al.* (2015), um valor de “0.75” Orness é assumido para o desenvolvimento do índice-hidroecológico (Figura 4). Embora a avaliação geral e priorização dos 32 parâmetros devam se basear nas demandas locais e nas metas e objetivos locais de gestão da bacia hidrográfica, segundo Mylevaganam *et al.* (2015), existe a necessidade de avaliar a sensibilidade do valor de Orness no resultado.

Embora o objetivo do estudo de Mylevaganam *et al.* (2015) tenha sido o de mostrar como um modelo hidrológico como o SWAT pode ser usado para obter uma visão sobre o ecossistema ciliar através de um paradigma natural de regime de vazão, i.e., IAH, em escala de sub-bacia, é igualmente importante ter um reconhecimento de campo e / ou monitoramento para validar os resultados, neste contexto, sugere-se a coleta de dados pela aplicação do método desenvolvido por NICA *et al.* (2016), que desenvolve uma abordagem para a exploração de dados temporais, com base em Análise de Conceitos Relacionais (ACR) *Relational Concept Analysis (RCA)*, desenvolvida para aplicação “No mundo real”, para avaliação da relação entre parâmetros biológicos e físico-químicos retirados dos cursos de água (NICA *et al.*, 2016). Os dados são amostras sequenciais de parâmetros biológicos e físico-químicos retirados dos cursos de água, com o objetivo de revelar relações significativas entre dois tipos de parâmetros, para tal, propõe um detalhado processo de garimpo de dados temporais, começando pelo uso de ACR em um modelo de dados temporais *ad hoc*. Os

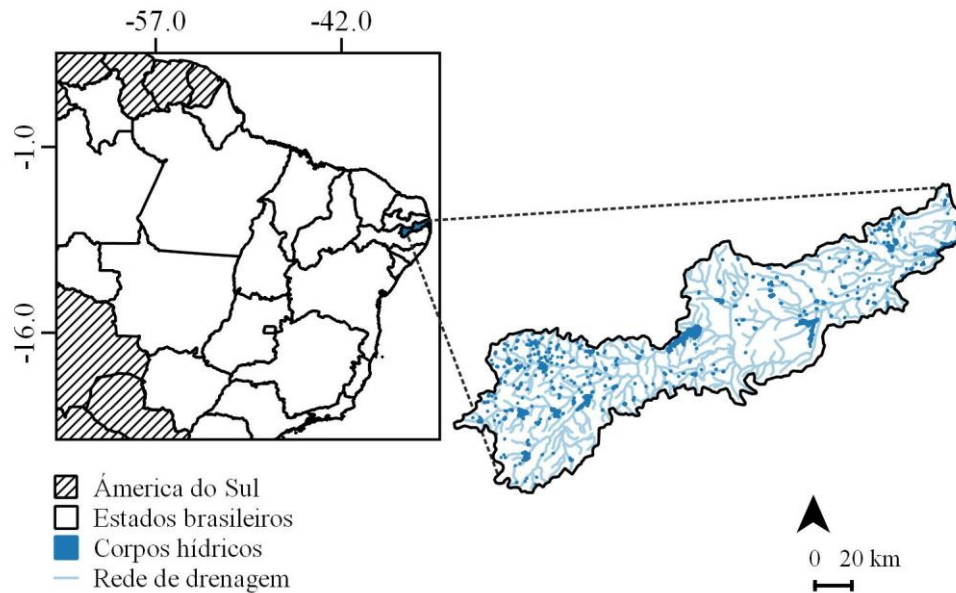
resultados do ACR são convertidos em padrões fechados parcialmente encomendados para fornecer aos especialistas uma representação sintética da informação contida. Os padrões também podem ser filtrados com várias medidas, explorando a noção de objetos temporais. O processo é avaliado através de algumas estatísticas quantitativas e interpretações qualitativas resultantes de experiências realizadas em conjuntos de dados hidro-ecológicos (NICA *et al.*, 2016).

R-RHESSys (TANG, 2016) pode ainda ser aplicado na Bacia do Açude Epitácio Pessoa para simular a conectividade espacial dos fluxos hidrológicos laterais e dos nutrientes solúveis de ambas as sub-bacias, a do Rio Taperoá e a do Rio Paraíba, permitindo examinar as interações do crescimento descendente entre os processos hidrológicos e ecológicos sobre o terreno espacialmente variável. A contribuição do fluxo para o Açude do Boqueirão vem principalmente das sub-bacias do Taperoá e do Alto Paraíba. R-RHESSys pode simular, dinamicamente, o crescimento da vegetação, interceptando a precipitação de planta e o movimento da água através do contínuo solo-vegetação-atmosfera, permitindo quantificar a regulação da dinâmica da vegetação associada à mudança climática no balanço hídrico. R-RHESSys (RHESSys rasterizado) desenvolvido por Tang (2016) simula a conectividade espacial dos fluxos hidrológicos laterais e dos nutrientes solúveis entre grades simuladas, permitindo-nos examinar as interações do crescimento descendente entre os processos hidrológicos e ecológicos sobre o terreno espacialmente variável. R-RHESSys simula dinamicamente o crescimento da vegetação, intercepta a precipitação de planta e o movimento da água através do contínuo solo-vegetação-atmosfera. Isso permite quantificar a regulação da dinâmica da vegetação associada à mudança climática no balanço hídrico.

Como um modelo hidrológico, contudo, RHESSys (TAGUE; BAND, 2004) é intermediário em termos de complexidade. Ao contrário de modelos hidrológicos de parâmetros aglomerados, tais como a identificação de unidade hidrográfica e componentes de fluxo de chuvas, evaporação, e dados de vazão ou abordagens empíricas de número de curvas, RHESSys explicitamente modela conectividade e fluxos hidrológicos laterais entre unidades de paisagem dentro de uma bacia hidrográfica. A representação do perfil vertical do solo, contudo, baseia-se num modelo de duas camadas “Layers” bastante simples com uma única zona insaturada e saturada. Armazenamentos hidrológicos adicionais incluem um layer de serrapilheira, armazenamento de detenção de superfície, vários layers de interceptação de dossel, e um layer de neve (TAGUE; BAND, 2004).

Galvínio (2005) reconhece em seu estudo, que a bacia do Açude do Boqueirão (Figura 9), que pertence à grande bacia do rio Paraíba (Figura 11), é uma das mais importantes do Estado.

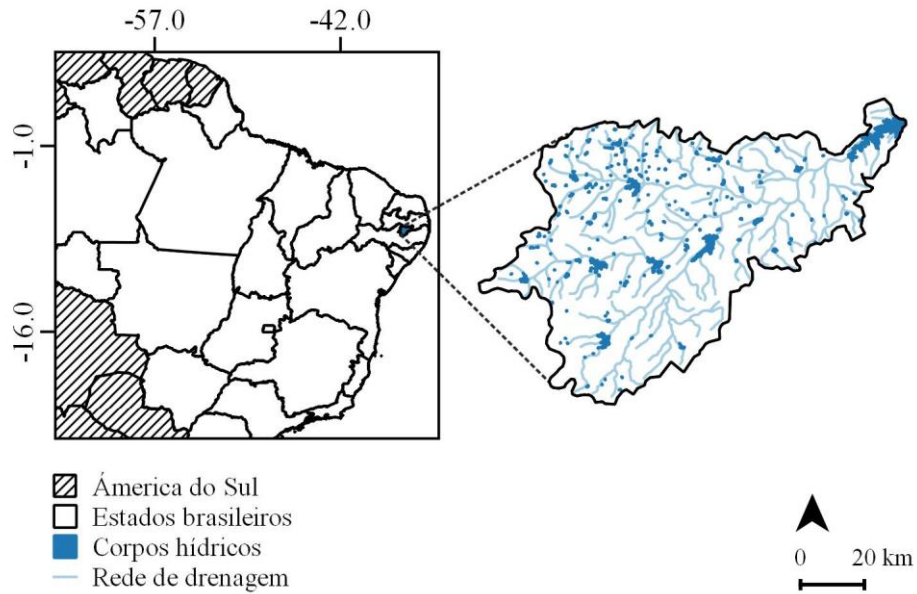
Figura 11. Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba – PB.



Base cartográfica: Agencia Nacional das Águas - ANA (2017).

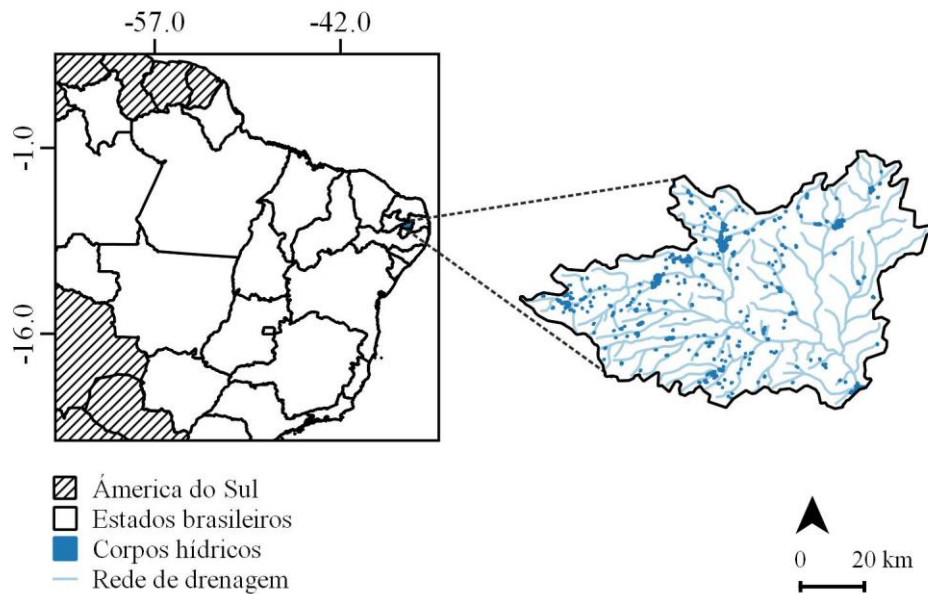
A sub-bacia do Alto Paraíba (Figura 12), segundo Galvínio (2005), possui maior contribuição do escoamento superficial ao açude Eptácio Pessoa do que a sub-bacia do Taperoá.

Figura 12. Bacia Hidrográfica do Alto Rio Paraíba – PB.



Fonte: Base cartográfica: Agencia Nacional das Águas - ANA (2017).

Figura 13. Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá – PB.

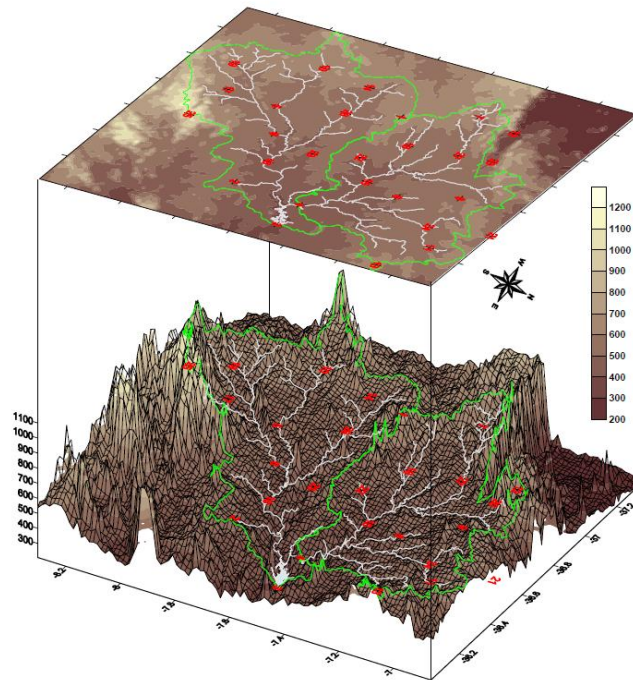


Fonte: Base cartográfica: Agencia Nacional das Águas - ANA (2017).

A sub-bacia do Rio Taperoá (Figura 13), segundo Galvínio (2005), possui solos mais porosos, mais profundos e mais variáveis do que a sub-bacia do Alto Paraíba. Isso pode se traduzir em maior infiltração de água no solo para a sub-bacia do Taperoá. O Alto Paraíba contribui com 7,5% e o Taperoá com 4,5% da precipitação média anual. A diferença de 3% demonstra maior importância do escoamento superficial, da sub-bacia do Alto Paraíba, afluente ao açude Eptácio Pessoa.

A bacia hidrográfica do açude Epitácio Pessoa, observa Galvínio (2005), também conhecido como Açude do Boqueirão, encontra-se geograficamente localizada no centro de uma região, cercada por uma cordilheira fragmentada (Figura 14).

Figura 14. Representação tridimensional da Bacia Hidrográfica do Açude Epitácio Pessoa.

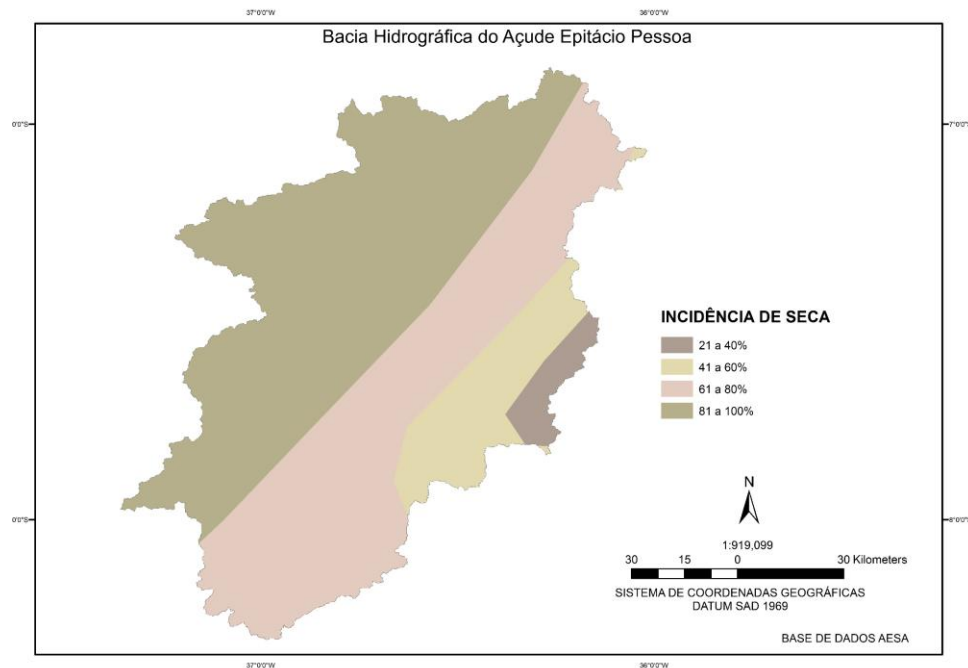


Fonte: Galvínio (2005).

Galvínio (2005) caracteriza a região em áreas com declives suaves em grande parte do terreno, esse fato faz com que a velocidade do escoamento superficial seja baixa, observando ainda que os declives, nessas condições, favorecem o trabalho de máquinas agrícolas e em alguns tipos de solos, especificamente os da Bacia do Açude Epitácio Pessoa. O processo erosivo mais acentuado praticamente não ocorre, o escoamento superficial sofre influência de diversos fatores que o facilitam ou o prejudicam. Esses fatores podem ser de natureza climática, relacionados à precipitação e evaporação ou de natureza fisiográfica ligada às características físicas da bacia (GALVÍNIO, 2005). Postula-se que os processos erosivos e os declives sejam mais acentuados e que o escoamento superficial seja mais rápido, acontecendo, contudo, um baixo teor de transporte de sedimentos. A ferramenta SWAT, modificada em Bonumá *et al.*, (2014), pode ser tentada para falseamento ou corroboração.

A paisagem dos rios e lagos temporários onde a presença da água superficial é mais constante (Figura 9), apresenta um período de seca estacional bem marcada (Figura 15).

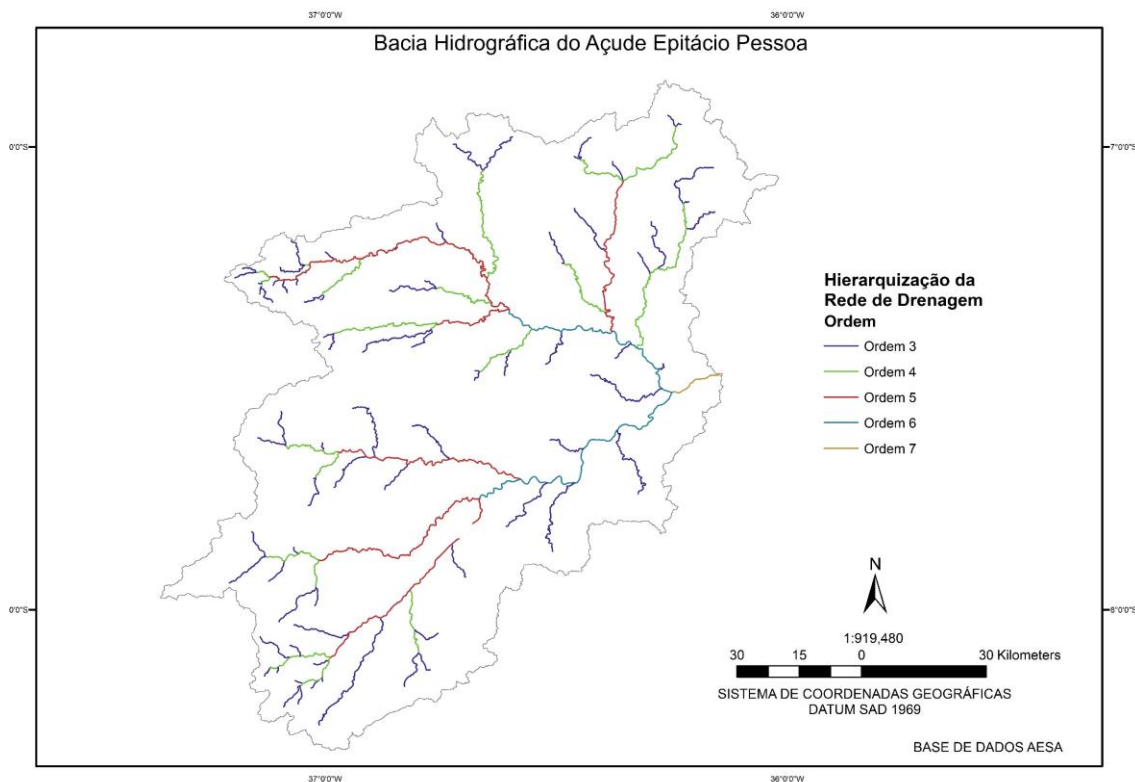
Figura 15. Incidência de seca na Bacia Hidrográfica do Açude Epitácio Pessoa- PB.



Base Cartográfica: Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. AESA (2010).

A hidrografia da Bacia do Boqueirão é pobre em seus amplos aspectos, de maneira que as condições hídricas são insuficientes para suprir o escoamento dos rios nos longos períodos de ausência de precipitação (GALVÍNCIO, 2005). Os rios e lagos do semiárido são irregulares, observa ainda Galvínio (2005), de características intermitentes, onde a água superficial desaparece durante o período de estiagem. Na Figura 16 observamos a hierarquização de rede de drenagem.

Figura 16- Hierarquização da rede de drenagem na Bacia Hidrográfica do Açude Epitácio Pessoa.



Base

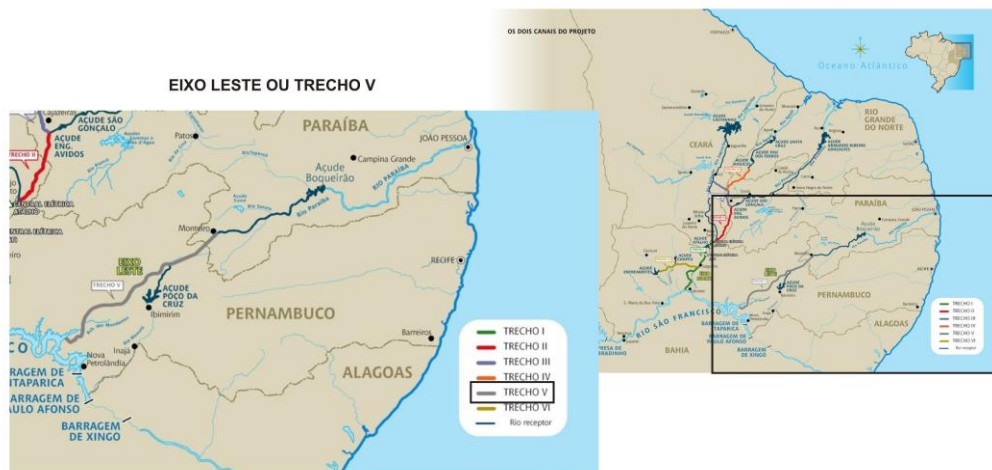
Cartográfica: Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. AESA (2010).

O Sistema de Simulação Hidroecológico Regional (RHESys) é um modelo projetado para simular ciclagem integrada de água, carbono e de nutrientes e transporte sobre o terreno espacialmente variável em pequenas (riachos de primeira ordem) a médias (fluxos de quarta e quinta-ordem) escalas. O modelo é estruturado como uma representação espacialmente hierárquica da paisagem com uma gama de processos hidrológicos, microclimas e processos dos ecossistemas associados à específicos objetos da paisagem em diferentes níveis da hierarquia. Essa abordagem é concebida para facilitar a análise ambiental que requer uma compreensão de processos dentro de bacias hidrográficas, bem como os fluxos agregados de água, carbono e nitrogênio.

Em SWAT, Mylevaganam *et al.* (2015) desenvolve uma visão sobre o ecossistema ciliar, através de um paradigma natural de fluxo-regime, em escala de sub-bacia e observa em seu estudo, maiores probabilidades de variações de ecossistemas ciliares nos canais de primeira ordem.

A análise de detecção de desvio de medida de entropia pode ter aproveitamento neste âmbito da modelagem, i.e., eco-hidrológica, podendo servir para avaliação de impactos eco-hidrológicos na integração entre bacias, tanto nas bacias hidrográficas receptoras das águas do Rio São Francisco em Pernambuco e Paraíba (Figura 17), quanto na própria bacia do São Francisco, e da suposta perenização do Rio Paraíba, no Estado da Paraíba (ARAÚJO SEGUNDO NETO, 2014; ALBUQUERQUE *et al.*, 2013; STOLF, 2012; CASTRO, 2011; MELO, 2010; BRASIL, 2005; ALVES, 2005).

Figura 17. Eixo leste do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional

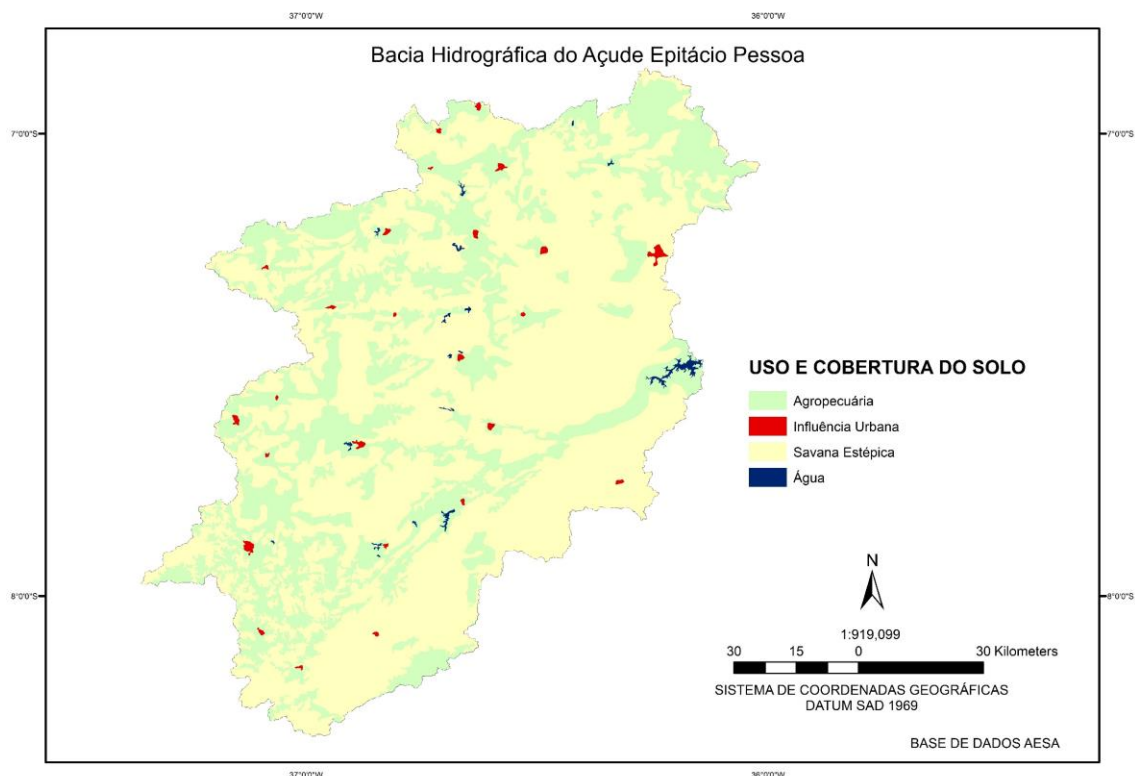


Fonte: BRASIL (2005).

O Eixo Leste, que chega à Paraíba em Monteiro-PB, na bacia do alto rio Paraíba, tem extensão de aproximadamente 300 km e abastece importantes mananciais d'água, tais como o açude de poções e a barragem Epitácio Pessoa (Boqueirão), e deságua numa região de grande riqueza, a região canavieira, na planície litorânea.

Resultados do modelo de balanço hídrico feito por Galvínio (2005), com SIG e TOPAZ, na Bacia Hidrográfica do Açude Epitácio Pessoa, demonstraram que houve mudanças no padrão do escoamento superficial a montante da estação fluviométrica do Boqueirão de Cabaceiras. Essas mudanças se traduzem em retardo e diminuição do escoamento superficial afluente ao açude Epitácio Pessoa, devido a construção de novos açudes a montante da seção e, ao uso do solo (Figura 18).

Figura 18 - Mapa de uso e cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Açude Epitácio Pessoa.



Base de dados: AESA (2010); IBGE (2007).

Os cursos de águas naturais que cortam a região beneficiam de alguma forma o solo e a produção agropecuária da região (GALVÍNCIO, 2005).

O modelo desenvolvido por Galvínio (2005) estima que cerca de 12 % da precipitação é transformada em escoamento superficial. O escoamento superficial da sub-bacia a montante da seção transversal de Caraúbas possui maior influência da profundidade do solo. Em média essa profundidade é de 0,65 metro.

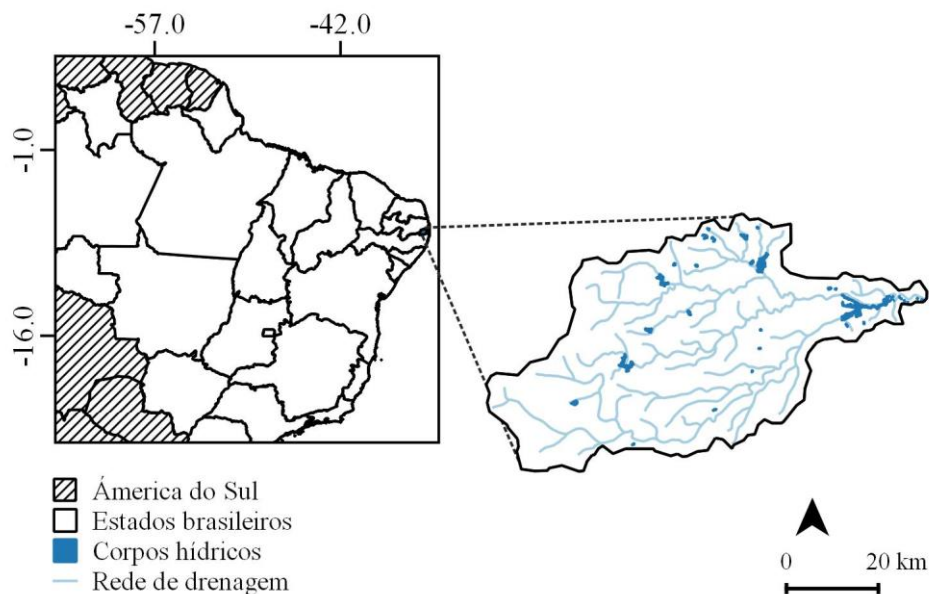
Em Pernambuco, o *Método Eco-hidrologicamente Dirigido de Avaliação e Priorização de Sub-bacia* desenvolvido por Mylevaganam *et al.* (2015), pode ser também aplicado para compreender melhor os mesmos fatores, de variação de relações físicas e comportamento físico-ecológico, nas bacias dos rios Moxotó, Terra Nova e Brígida, pertinentes também ao eixo-leste do projeto de integração entre bacias e transposição das águas do Rio São Francisco (ARAÚJO SEGUNDO NETO, 2014; ALBUQUERQUE *et al.*, 2013; STOLF, 2012; CASTRO, 2011; MELO, 2010; BRASIL, 2005; ALVES, 2005).

5.2.2 Bacia Hidrográfica do Rio Goiana

O *Método de Avaliação de Indicadores de Alteração Hidrológica Desenvolvidos em SWAT*, desenvolvido por Mylevaganam *et al.* (2015), foi pensado aqui para efeito de comparação de respostas do modelo da bacia semiárida com uma bacia mais heterogênea, no caso, concebido para o semiárido. Este método pode também ser aplicado na Bacia Hidrográfica do Rio Goiana (Figura 19), para avaliação de muitos processos incidentes à bacia hidrográfica e à preservação de seus ecossistemas, entre os quais, os ecossistemas costeiros, que são muito importantes (VAN DIGGELEN *et al.*, 2006).

Atinamos para o *Método de Regulação da Dinâmica da Vegetação Associada à Precipitação na Resposta da Sub-bacia à Mudança de Precipitação Desenvolvido com RHESys Rasterizado*. Para a bacia hidrográfica do Rio Goiana, para avaliar variações de pluviosidade, uso do solo, vazão e temperatura, associadas a mudanças de vegetação, atento a impactos na incidência de eventos extremos, analisando também as respostas do modelo R-RHESys.

Figura 19. Localização espacial da Bacia Hidrográfica do Rio Goiana - PE.



Base cartográfica: Agência Nacional das Águas - ANA (2017).

RHESys é ainda capaz de modelar feedbacks entre hidrologia e ciclagem de carbono e de nutrientes de um ecossistema, incluindo o crescimento da vegetação. Outros modelos eco-

hidrológicos baseados em processos tais como o Macaque (CHEN *et al.*, 2015) e Topog (MAFTEI; PAPATHEODOROU, 2016) também fornecem esse recurso. Em cada um destes modelos, a representação de processos específicos pode ser diferente, mas estes modelos são relativamente semelhantes em termos de complexidade em geral. A versão do RHESSys evoluiu a partir da integração de modelos “stand-level” (nível padrão) de ecossistema com métodos para calcular a distribuição e o fluxo de água no solo ao nível da paisagem. As versões anteriores do RHESSys foram explicitamente projetadas para acoplar os Ciclos Biogeoquímicos de Florestas (FOREST-BGC) modelo de dossel (RUNNING; COUGHLAN, 1988) com padrões de nível de paisagem meteorológica crítica compelidos (RUNNING *et al.*, 1987) e depois com processos hidrológicos usando o modelo hidrológico TOPMODEL (BEVEN; KIRKBY, 1979). A primeira abordagem para distribuir processos de ecossistema ao nível da paisagem envolvida a lógica georreferenciada "topclimatic" de Simulador de Clima de Montanha (MTN-CLIM) com FOREST-BGC (RUNNING *et al.*, 1987).

Versões posteriores do RHESSys seguido de uma generalização de FOREST-BGC para vários biomas como o Modelo ciclo biogeoquímico de Bioma (BIOME-BGC) (RUNNING; HUNT, 1993). Estudos de modelagem hidrológica usando RHESSys incluíram análise de sensibilidade do modelo para representação da paisagem (BAND, 1993; BAND *et al.*, 1993) e utilização do modelo para explorar a sensibilidade de resposta hidrológica para mudança climática (BARON *et al.*, 1998). A versão atual do RHESSys continua a seguir a estrutura básica BIOME-BGC, contudo, muitos submodelos usados para processos específicos foram alterados e / ou estendidos, em grande parte para melhorar a representação do processo biogeoquímico do solo e expandir a representação de dossel para considerar ambas as camadas de sub-bosque e arbórea. Representação da decomposição da matéria orgânica do solo em ambos RHESSys e BIOMA-BGC se baseia em grande parte no modelo CENTURY (PARTON *et al.*, 1996). RHESSys também usa a abordagem CENTURY para modelar processos de ciclagem de N, tais como a nitrificação e desnitrificação.

Por fim, o processo de construção do conhecimento científico na academia pode ter ainda desafios bastante específicos (SANTOS, 1997), por mais que a literatura se esforce em descrever os métodos de aplicação dos modelos, na prática, a informação da literatura e das disciplinas, nunca é suficientemente pormenorizada, necessitando-se recorrentemente, além da elucubração, de um conhecimento tácito transmitido entre colegas, por vezes, por mancomunação (OLIVEIRA, 2017; TRAGTENBERG, 2009; SANTOS, 1997).

6 CONCLUSÕES

- a) Há definições, indefinições e indiferenciações na modelagem eco-hidrológica.
- b) Apesar das indefinições e indiferenciações, definições procedem na modelagem hidrológica e a inovação acontece em benefício da modelagem eco-hidrológica em estudos não estritamente eco-hidrologicamente conduzidos
- c) O semiárido brasileiro demanda modelagem eco-hidrologicamente conduzida.
- d) Aplicabilidade dos modelos aqui descritos é pertinente a modelagem eco-hidrológica de bacias hidrográficas do semiárido brasileiro.
- e) O *Método Eco-hidrologicamente Dirigido de Avaliação e Priorização de Sub-bacias* aqui descrito, é avaliado neste estudo de revisão e atualização como o primeiro método a assumir formalmente uma modelagem eco-hidrologicamente dirigida.
- f) Os resultados apresentados por Mylevaganem *et al.* (2015) impescinde de um reconhecimento de campo para a validação dos dados. Para tanto, postula-se a utilização do método desenvolvido por Nica *et al.* (2016).
- g) A dimensão do impacto humano deverá se incorporar ao prosseguimento deste estudo, com a efetiva modelagem eco-hidrológica de bacias hidrográficas do semiárido brasileiro, admitindo no método de modelagem, a indissociabilidade de sistemas sociais aos ecológicos.
- h) É pertinente, para a modelagem eco-hidrológica do ambiente semiárido brasileiro, a utilização do *Arcabouço de Modelagem de Uso da Terra Espacialmente Explícita* (LuccME), que utiliza variáveis socioeconômicas como IDH, ritmo de desmatamento, forma de exploração dos recursos na área, possibilidade de crescimento dos perímetros agrícolas, entre outras variáveis que podem ser inseridas pelo próprio modelador.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, Andreza Dantas; GONÇALVES, Claudio Dias Baborsa; SOUSA, Cidoval Morais de. Desafios e perspectivas da implantação do projeto de integração do Rio São Francisco no semiárido paraibano sob a ótica da justiça ambiental. **Qualitas Revista Eletrônica**, v. 14, n. 2, 2013.

ALVES, Carlos Bernardo Mascarenhas. Transposição do São Francisco: as incoerências e os peixes. **Jornal do Biólogo-Informativo do Conselho Regional de Biologia-4ª Região**, Belo Horizonte, p. 6-7, 2005.

ANDEREGG, William R. L. *et al.*, Tree mortality from drought, insects, and their interactions in a changing climate. **New Phytologist**, v. 208, n. 3, p. 674-683, 2015.

ANDRADE, Tafnes S. *et al.* Variabilidade espaço-temporal da condutividade elétrica da água subterrânea na região semiárida de Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 496-504, 2012.

ANGELOTTI, Francislene; SÁ, Iêdo B.; MELO, R. F. de. **Mudanças climáticas e desertificação no Semi-Árido brasileiro**. Embrapa Semi-Árido; Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2009.

ARAÚJO SEGUNDO NETO, Francisco Vilar. **Análise espacial das obras do projeto de integração do Rio São Francisco (eixo leste) no Estado da Paraíba**. Monografia (Departamento de Geografia). Universidade Federal da Paraíba. 2014.

ARNOLD, Jeffrey G. *et al.* SWAT: Model use, calibration, and validation. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 4, p. 1491-1508, 2012.

BAND, Lawrence E. *et al.* Ecosystem processes at the watershed scale: Mapping and modeling ecohydrological controls of landslides. **Geomorphology**, v. 137, n. 1, p. 159-167, 2012.

BAND, Lawrence E. Effect of land surface representation on forest water and carbon budgets. **Journal of Hydrology**, v. 150, n. 2-4, p. 749-772, 1993.

BAND, Lawrence E. *et al.* Forest ecosystem processes at the watershed scale: incorporating hillslope hydrology. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 63, n. 1-2, p. 93-126, 1993.

BAND, Lawrence E. *et al.* Forest ecosystem processes at the watershed scale: basis for distributed simulation. **Ecological Modelling**, v. 56, p. 171-196, 1991.

BARON, J. S. *et al.* Effects of land cover, water redistribution, and temperature on ecosystem processes in the South Platte Basin. **Ecological Applications**, v. 8, n. 4, p. 1037-1051, 1998.

BERKES, Fikret; FOLKE, Carl; COLDING, Johan. **Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience**. Cambridge: University Press, 2000.

BEVEN, K. J.; KIRKBY, Michael J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology/Un modèle à base physique de zone d'appel variable de l'hydrologie du bassin versant. **Hydrological Sciences Journal**, v. 24, n. 1, p. 43-69, 1979.

BOND. In: HANNAH, David M.; WOOD, Paul J.; SADLER, Jonathan P. Ecohydrology and hydroecology: A 'new paradigm'?. **Hydrological processes**, v. 18, n. 17, p. 3439-3445, 2004.

BONELL, Mike. Ecohydrology—a completely new idea?. **Hydrological Sciences Journal**, v. 47, n. 5, p. 809-810, 2002.

BONUMÁ, Nadia. *et al.*, Hydrologic Assessment. In: **a Brazilian Forest Watershed Using SWAT Model**. 2014. In: INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE, 2014, Recife. Anais... Recife: ITEP;UFPE, 2014.

BRASIL, IBAMA. Parecer técnico do IBAMA. Análise do EIA/RIMA do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional. 2005.

BURKETT, Virginia R. *et al.* Nonlinear dynamics in ecosystem response to climatic change: case studies and policy implications. **Ecological complexity**, v. 2, n. 4, p. 357-394, 2005.

BUSCHBACHER, Robert. A Teoria da resiliência e os sistemas socioecológicos: como se preparar para um futuro imprevisível?. Brasília, DF: IPEA, **Boletim Regional, Urbano e Ambiental**, n.9, p.11-24, Jan./Jun. 2014.

CASTRO, César Nunes de. **Impactos do projeto de transposição do Rio São Francisco na agricultura irrigada no nordeste setentrional**. Rio de Janeiro: IPEA, 2011.

CHEN, Lajiao *et al.* Overview of ecohydrological models and systems at the watershed scale. **Ieee Systems Journal**, v. 9, n. 3, p. 1091-1099, 2015.

CHOLER, Philippe; SEA, William; LEUNING, Ray. A benchmark test for ecohydrological models of interannual variability of NDVI in semi-arid tropical grasslands. **Ecosystems**, v. 14, n. 2, p. 183-197, 2011.

CHRISTOFOLETTI, A. Geomorfologia Fluvial. In: CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2.ed. 9. reipr. Edgard Blucher: São Paulo, 2006. p 52-78.

ALMEIDA BRESSIANI, Danielle de *et al.*, Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 8, n. 3, p. 9, 2015.

DENG, Y. X. *et a.*, Multi-scale linkages between topographic attributes and vegetation indices in a mountainous landscape. **Remote Sensing of Environment**, v.111, n.15, p. 122-134, 2007.

DI BALDASSARRE, Giuliano *et al.* Debates—Perspectives on socio-hydrology: Capturing feedbacks between physical and social processes. **Water Resources Research**, v. 51, n. 6, p. 4770-4781, 2015.

DINIZ, Marco Túlio Mendonça. Contribuições ao ensino do método hipotético-dedutivo a estudantes de Geografia. **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 19, n. 2, p. 107-111, 2015.

SANTOS, Julio Cesar Neves dos *et al.* Effect of dry spells and soil cracking on runoff generation in a semiarid micro watershed under land use change. **Journal of Hydrology**, v. 541, p. 1057-1066, 2016.

SANTOS, José Yure G. dos *et al.* Assessment of land-use change on streamflow using GIS, remote sensing and a physically-based model, SWAT. **Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences**, v. 364, p. 38-43, 2014.

DULLEY, Richard Domingues. Noção de natureza, ambiente, meio ambiente, recursos ambientais e recursos naturais. **Agricultura em São Paulo, São Paulo**, v. 51, n. 2, p. 15-26, 2004.

DUNBAR, M. J.; ACREMAN, M. C. Applied hydro-ecological science for the twenty-first century. **Hydro-ecology: Linking hydrology and aquatic ecology**. Publ, v. 266, p. 1-17, 2001.

FARQUHAR, G. D.; VON CAEMMERER, S. Modelling of photosynthetic response to environmental conditions. In: **Physiological plant ecology II**. Springer Berlin Heidelberg, 1982. p. 549-587.

FINZEL, Julie A. et al. Indirect measurement of leaf area index in Sagebrush-Steppe Rangelands. **Rangeland Ecology & Management**, v. 65, n. 2, p. 208-212, 2012.

FUINI, Lucas Labigalini. A abordagem sistêmica e a questão da dicotomia físico/social na ciência geografia. **Ciência Geográfica**, Bauru, v. 15, p. 45-51, 2011.

GALVÍNCIO, Josiclêda Domiciano; QUEIROZ, W.O. Mudanças Climáticas e Análise Não Linear dos Ecossistemas. **Mudanças Climáticas e Impactos nos Ecossistemas**. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2013.

GALVÍNCIO, Josiclêda Domiciano; SOUZA, F. A. S. Superficial Water Balance of the Watershed at Epitacio Pessoa Dam used Digital Information Terrain. **International Journal of Advanced Engineering, Management and Science (IJAEMS)**. v.2, n. 8, p. 1357-1371, 2016.

GALVÍNCIO, Josiclêda Domiciano *et al.*, **Mudanças Climáticas e Modelos Ambientais: Caracterização e Aplicações**. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2012.

GALVÍNCIO, Josiclêda Domiciano. **Balanço hídrico à superfície da bacia hidrográfica do açude Epitácio Pessoa utilizando informações digitais do terreno**. 2005. 126p. Tese de Doutorado. Tese de doutorado apresentada ao programa de pós-graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 2005.

GASSMAN, Philip Walter *et al.*, The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 4, p. 1211-1250, 2007.

GIBBENS, Robert P.; HICKS, Ralph A.; DUGAS, William A. Structure and function of C3 and C4 Chihuahuan Desert plant communities. Standing crop and leaf area index. **Journal of Arid Environments**, v. 34, n. 1, p. 47-62, 1996.

GIL, Antonio Carlos. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. 6. ed. São Paulo: Editora Atlas, 2008.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 2000.

GOBER, Patricia; WHEATER, Howard S. Debates—Perspectives on socio-hydrology: Modeling flood risk as a public policy problem. **Water Resources Research**, v. 51, n. 6, p. 4782-4788, 2015.

GOMES, Viviane Pedroso *et al.* Sensoriamento remoto hyperspectral aplicado para análise dos indicadores de resiliência e suscetibilidade do bioma caatinga frente às mudanças climáticas (Hyperspectral remote sensing applied for analysis of the resilience indicators and biome caatinga.). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 9, n. 4, p. 1122-1136, 2016.

GOVIND, Ajit *et al.* Distributed modeling of ecohydrological processes at high spatial resolution over a landscape having patches of managed forest stands and crop fields in SW Europe. **Ecological Modelling**, v. 297, p. 126-140, 2015.

HANNAH, David M.; WOOD, Paul J.; SADLER, Jonathan P. Ecohydrology and hydroecology: A 'new paradigm'?. **Hydrological processes**, v. 18, n. 17, p. 3439-3445, 2004.

JAYAKRISHNAN, R. S. R. S. *et al.*, Advances in the application of the SWAT model for water resources management. **Hydrological processes**, v. 19, n. 3, p. 749-762, 2005.

JIANZHONG, Yin.; FENQIN, He. Researching the Relationship between the Change of Vegetation Cover and Runoff Based on RS and GIS. **Procedia Environmental Sciences**, v.12, p. 1077–1081, 2012.

KICKERT, R.N. *et al.*, Predictive modeling of effects under global change. **Environmental Pollution**, v.100, n.1-3, p.87-132, 1999.

KUNDZEWICZ, Zbigniew W. Ecohydrology—seeking consensus on interpretation of the notion/Ecohydrologie—à la recherche d'un consensus sur l'interprétation de la notion. **Hydrological Sciences Journal**, v. 47, n. 5, p. 799-804, 2002.

LAPOLA, David M. *et al.* Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature climate change**, v. 4, n. 1, p. 27-35, 2014.

LEFF, Enrique. **A complexidade ambiental**. São Paulo: Cortez, 2003.

LIMA, Ricardo da Cunha Correia *et al.*, **Desertificação e mudanças climáticas no semiárido brasileiro**. Campina Grande-PB: Instituto Nacional do Semiárido, 2011.

LIU, Jianguo *et al.* Complexity of coupled human and natural systems. **science**, v. 317, n. 5844, p. 1513-1516, 2007.

LIU, Junzhi *et al.* A layered approach to parallel computing for spatially distributed hydrological modeling. **Environmental modelling & software**, v. 51, p. 221-227, 2014.

LOUCKS, Daniel P. Debates—Perspectives on socio-hydrology: Simulating hydrologic-human interactions. **Water Resources Research**, v. 51, n. 6, p. 4789-4794, 2015.

LYTLE, David A.; POFF, N. LeRoy. Adaptation to natural flow regimes. **Trends in ecology & evolution**, v. 19, n. 2, p. 94-100, 2004.

MACHLIS, Gary E.; FORCE, Jo Ellen; BURCH JR, William R. The human ecosystem part I: the human ecosystem as an organizing concept in ecosystem management. **Society & Natural Resources**, v. 10, n. 4, p. 347-367, 1997.

MACKAY, D. Scott. *et al.*, Multi-objective parameter estimation for simulating canopy transpiration in forested watersheds. **Journal of Hydrology**, v. 277, n. 3-4, pp. 230-247, 2003.

MAFTEI, Carmen; PAPATHEODOROU, Konstantinos. Mathematical Models Used for Hydrological Floodplain Modeling. **Civil and Environmental Engineering: Concepts, Methodologies, Tools, and Applications**, p. 69, 2016.

SANTOS, Antonio Marcos dos. **Impactos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio-Goiana Pernambuco**. 2010, 115f. Dissertação (mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Centro e Filosofia e Ciências Humanas. 2010.

MARENGO, Jose A.; BERNASCONI, Mauro. Regional differences in aridity/drought conditions over Northeast Brazil: present state and future projections. **Climatic Change**, v. 129, n. 1-2, p. 103-115, 2015.

MCCLAIN, Michael. E. *et al.*, Training hydrologists to be ecohydrologists and play a leading role in environmental problem solving. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, n. 6, p. 1685-1696, 2012.

MCCLAIN, Michael E. **The ecohydrology of South American rivers and wetlands**. UK: International Assn of Hydrological Sciences, 2002.

MELO, Cristiane Ribeiro de. **Análise do eixo leste da transposição do Rio São Francisco face aos cenários de uso previstos**. 2010. 178f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2010.

MONTANARI, Alberto *et al.*, “Panta Rhei—everything flows”: change in hydrology and society—the IAHS scientific decade 2013–2022. **Hydrological Sciences Journal**, v. 58, n. 6, p. 1256-1275, 2013.

MONTANARI, Alberto. Debates—Perspectives on socio-hydrology: Introduction. **Water Resources Research**, v. 51, n. 6, p. 4768-4769, 2015.

MORÁN-TEJEDA, Enrique *et al.* Hydrological impacts of climate and land-use changes in a mountain watershed: uncertainty estimation based on model comparison. **Ecohydrology**, v. 8, n. 8, p. 1396-1416, 2015.

MORIN, Edgar; LE MOIGNE, Jean-Louis. **A Inteligência da Complexidade**. São Paulo: Petrópolis, 2000.

MYLEVAGANAM, Sivarajah; SRINIVASAN, Raghavan; SINGH, Vijay P. Ecohydrologically Driven Catchment Evaluation and Prioritization. **Open Journal of Applied Sciences**, v. 5, n. 07, p. 325, 2015.

NASEEM, Bushra *et al.* A multi-objective assessment of alternate conceptual ecohydrological models. **Journal of Hydrology**, v. 529, p. 1221-1234, 2015.

NASH, J. Eamonn; SUTCLIFFE, Jonh V. River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. **Journal of hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970.

NEITSCH, S. L. *et al.* Soil and water assessment tool user's manual version 2000. **GSWRL report**, v. 202, n. 02-06, 2002.

NEWMAN, Brent D. *et al.*, Ecohydrology of water-limited environments: A scientific vision. **Water Resources Research**, v. 42, n. 6, 2006.

NICA, Cristina *et al.* Exploring Temporal Data Using Relational Concept Analysis: An Application to Hydroecology. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON CONCEPT LATTICES AND THEIR APPLICATIONS, 13., 2016. Recife. Anais... Rússia: CLA, 2016 p. 299--311.

NUTTLE, William K. Is ecohydrology one idea or many?. **Hydrological Sciences Journal**, v. 47, n. 5, p. 805-807, 2002.

OLIVEIRA, Rafael Barros. O sofisticado nepotismo das universidades brasileiras. **Terraço Econômico**. 22 fev. 2017. Disponível em: < <http://terracoeconomico.com.br/o-sofisticado-nepotismo-das-universidades-brasileiras> > . Acesso em: 11 jul. 2017.

OSTROM, Elinor. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. **Science**, v. 325, n. 419, 419-422, 2009.

PACHAURI, Rajendra K. *et al.* **Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Geneva: IPCC, 2014.

PAIVA, Sérgio Cavalcanti. Fluxos de Calor Latente e Sensível à superfície em Caatinga: estudo observacional e de simulação com o BRAMS no início do período de secas (Surface Latent and sensitive heat flux In: Caatinga: Observational Study and Simulation with BRAMS in beginning. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 4, n. 4, p. 677-691, 2012.

PARTON, W. J. *et al.* Generalized model for N₂ and N₂O production from nitrification and denitrification. **Global biogeochemical cycles**, v. 10, n. 3, p. 401-412, 1996.

PETTS, Geoffrey; MORALES, Yenory; SADLER, Jon. Linking hydrology and biology to assess the water needs of river ecosystems. **Hydrological Processes**, v. 20, n. 10, p. 2247-2251, 2006.

PICKETT, Steward T. A. *et al.* A conceptual framework for the study of human ecosystems in urban areas. **Urban Ecosystems**, v. 1, n. 4, p. 185-199, 1997.

POFF, N. LeRoy *et al.* The natural flow regime. **BioScience**, v. 47, n. 11, p. 769-784, 1997.

POTTER, Christopher. Predicting climate change effects on vegetation, soil thermal dynamics, and carbon cycling in ecosystems of interior Alaska. **Ecological Modelling**, v.175, n.1, p. 1-24, 2004.

PRODANOV, Cleber Cristiano; DE FREITAS, Ernani Cesar. **Metodologia do Trabalho Científico: Métodos e Técnicas da Pesquisa e do Trabalho Acadêmico**. 2, . ed. Porto Alegre: Editora Feevale, 2013.

PRIMAVESI, Ana. M. **Agroecologia: ecosfera, tecnosfera e agricultura**. São Paulo: Nobel, 1997.

QUINN, P. F. B. J. *et al.* The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using digital terrain models. **Hydrological processes**, v. 5, n. 1, p. 59-79, 1991.

REDMAN, Charles L.; GROVE, J. Morgan; KUBY, Lauren H. Integrating social science into the long-term ecological research (LTER) network: social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. **Ecosystems**, v. 7, n. 2, p. 161-171, 2004.

REFSGAARD, Jens Christian; STORM, Borge; REFSGAARD, Anders. Recent developments of the Systeme Hydrologique Europeen (SHE) towards the MIKE SHE. **IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences**, v. 231, p. 427, 1995.

RIBEIRO, Celso. *et al.*, Parametrization of Physical and Climatic Characteristics in Amazon Basin for Hydrological Simulation with SWAT Model. 2014. In: INTERNATIONAL SWAT CONFERENCE, 2014, Recife. Anais... Recife: ITEP;UFPE, 2014.

RICHTER, Brian D. *et al.* A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. **Conservation biology**, v. 10, n. 4, p. 1163-1174, 1996.

ROSA, Eliana Cristina. O Conhecimento Científico Da Metodologia: Com O Olhar Para O Método Hipotético Dedutivo Como Ferramenta De Pesquisa (The Scientific Knowledge Methodology. In: Looking at the Hypothetical Deductive Method as a Research Tool). 2015. **Revista Iniciação & Formação Docente Dossiê do X Seminário de Leitura e Produção no Ensino Superior**, v. 2, n. 2, Jul., 2015 – Jan., 2016.

RUNNING, Steven W.; HUNT JR., Raymond, E. Raymond. Generalization of a forest ecosystem process model for other biomes, BIOME-BCG, and an application for global-scale models. **Numerical Terradynamic Simulation Group (NTSG)**, n.37, p.141-158, 1993.

RUNNING, Steven W.; COUGHLAN, Joseph C. A general model of forest ecosystem processes for regional applications I. Hydrologic balance, canopy gas exchange and primary production processes. **Ecological modelling**, v. 42, n. 2, p. 125-154, 1988.

RUNNING, Steven W.; NEMANI, Ramakrishna R.; HUNGERFORD, Roger D. Extrapolation of synoptic meteorological data in mountainous terrain and its use for simulating forest evapotranspiration and photosynthesis. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 17, n. 6, p. 472-483, 1987.

SANTOS, Antonio Marcos; GALVÍNCIO, Josiclêda Domiciano; MOURA, Magna Soelma Beserra. HOMOGENEIZAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GOIANA-PE, COM MÉTODO DE ANÁLISE DE AGRUPAMENTO. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 1, n. 1, p. 14-27, 2008.

SANTOS, M. E. P. dos. Algumas considerações acerca do conceito de sustentabilidade: suas dimensões política, teórica e ontológica. In: RODRIGUES, A. M. **Desenvolvimento**

sustentável, teorias, debates e aplicabilidades. Campinas: UNICAMP/IFCH, 1996. p. 13-48. (Textos Didáticos, n. 23).

SANTOS, Milton. O intelectual e a universidade estagnada. **Revista ADUSP**, n. 11, p. 16-20, 1997.

SCHMIDT, Alfred. **El Concepto de Naturaleza en Marx.** Madrid: Biblioteca Del Pensamiento Socialista. 2.ed. 244p. 1977.

SHIELDS, Catherine; TAGUE, Christina. Ecohydrology in semiarid urban ecosystems: Modeling the relationship between connected impervious area and ecosystem productivity. **Water Resources Research**, v. 51, n. 1, p. 302-319, 2015.

SHUTTLEWORTH, W. J. *et al.* FIFE: the variation in energy partition at surface flux sites. **IAHS Publ**, v. 186, p. 67-74, 1989.

SILVA, J. M. C. da *et al.*, Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. **Ministério do Meio Ambiente, Brasília**, 2004.

SINGH, V. P. The use of entropy in hydrology and water resources. **Hydrological processes**, v. 11, n. 6, p. 587-626, 1997.

SIVAPALAN, M. *et al.*, IAHS Decade on Predictions in Ungauged Basins (PUB), 2003–2012: Shaping an exciting future for the hydrological sciences. **Hydrological sciences journal**, v. 48, n. 6, p. 857-880, 2003.

SIVAPALAN, Murugesu. Debates—Perspectives on socio-hydrology: Changing water systems and the “tyranny of small problems”—Socio-hydrology. **Water Resources Research**, v. 51, n. 6, p. 4795-4805, 2015.

SON, Kyongho. **The importance of sub-watershed variability for predicting ecohydrologic responses to inter-annual climate variability and climate warming in California's Sierra Nevada watersheds.** Santa Barbara: University of California, 2015.

STOLF, Rubismar *et al.* Transposição do Rio São Francisco para o nordeste semiárido do Brasil: dados técnicos, impactos ambientais e enquête sobre o volume transposto. **Engenharia Agrícola**, v. 32, n. 6, p. 998-1010, 2012.

SUN, G. *et al.*, Evapotranspiration estimates from eddy covariance towers and hydrologic modeling in managed forests in Northern Wisconsin, USA. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 148, p.257-267. 2008.

SUZUKI, David. **The Sacred Balance: Rediscovering Our Place in Nature, Updated and Expanded**. Greystone Books Ltd, 2007.

TAGUE, Christina L.; BAND, L. E. RHESSys: regional hydro-ecologic simulation system-an object-oriented approach to spatially distributed modeling of carbon, water, and nutrient cycling. **Earth Interactions**, v. 8, n. 19, p. 1-42, 2004.

TAGUE, Christina L. *et al.*, APPLICATION OF THE RHESSys MODEL TO A CALIFORNIA SEMIARID SHRUBLAND WATERSHED1. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 40, n. 3, p. 575, 2004.

TANG, Guoping *et al.* Regulation of precipitation-associated vegetation dynamics on catchment water balance in a semiarid and arid mountainous watershed. **Ecohydrology**, v.9, n.7, p. 1248-1262, 2016.

TANG, Guoping *et al.* Trends and Climatic Sensitivities of Vegetation Phenology in Semiarid and Arid Ecosystems in the Us Great Basin During 1982-2011. **Biogeosciences**, n. 12, p.6985-699, 2015.

TANG, Guoping; HWANG, T.; PRADHANANG, S. M. Does consideration of water routing affect simulated water and carbon dynamics in terrestrial ecosystems?. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 18, n. 4, p. 1423-1437, 2014.

TIAN, Hanqin *et al.* Model estimates of net primary productivity, evapotranspiration, and water use efficiency in the terrestrial ecosystems of the southern United States during 1895–2007. **Forest ecology and management**, v. 259, n. 7, p. 1311-1327, 2010.

TRAGTENBERG, Maurício. A delinquência acadêmica. **Ponto-e-Vírgula. Revista de Ciências Sociais**. n. 5,1982-480, 2009.

TROY, Tara J.; PAVAO-ZUCKERMAN, Mitchell; EVANS, Tom P. Debates—Perspectives on socio-hydrology: Socio-hydrologic modeling: Tradeoffs, hypothesis testing, and validation. **Water Resources Research**, v. 51, n. 6, p. 4806-4814, 2015.

TUCCI, Carlos EM *et al.* **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Editora da UFRGS; ABRH, 2012.

VAN DIGGELEN, Rudy *et al.* Fens and floodplains of the temperate zone: present status, threats, conservation and restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 9, n. 2, p. 157-162, 2006.

VIEIRA, Rita Marcia da Silva Pinto. Susceptibilidade à degradação/desertificação no semiárido brasileiro: tendências atuais e cenários decorrentes das mudanças climáticas e do uso da terra. Tese de doutorado. Inpe. 2015

VITOUSEK, Peter M. *et al.* Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 494-499, 1997.

WASSEN, Martin J.; GROOTJANS, Ab P. Ecohydrology: an interdisciplinary approach for wetland management and restoration. **Plant Ecology**, v. 126, n. 1, p. 1-4, 1996.

WHITE, Michael A. *et al.* Measuring fractional cover and leaf area index in arid ecosystems: digital camera, radiation transmittance, and laser altimetry methods. **Remote Sensing of Environment**, v. 74, n. 1, p. 45-57, 2000.

WIGMOSTA, Mark S.; VAIL, Lance W.; LETTENMAIER, Dennis P. A distributed hydrology-vegetation model for complex terrain. **Water resources research**, v. 30, n. 6, p. 1665-1679, 1994.

WILCOX, Bradford P.; NEWMAN, Brent D. Ecohydrology of semiarid landscapes. **Ecology**, v. 86, n. 2, p. 275-276, 2005.

WU, Jianguo. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 6, p. 999-1023, 2013.

YAGER, Ronald R.; FILEV, Dimitar P. Induced ordered weighted averaging operators. **IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics, Part B (Cybernetics)**, v. 29, n. 2, p. 141-150, 1999.

ZALEWSKI, Maciej; ROBARTS, Richard D. In: HANNAH, David M.; WOOD, Paul J.; SADLER, Jonathan P. Ecohydrology and hydroecology: A 'new paradigm'?. **Hydrological processes**, v. 18, n. 17, p. 3439-3445, 2004.

ZALEWSKI, Maciej. Ecohydrology. Ecological Engineering. 1-197. **The Journal of Ecotechnology**, v. 16, n. 1, p. 1-197, 2000. (Special issue).